

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN  
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES**



**DIVERSIDAD DE LAS MARIPOSAS DIURNAS (LEPIDOPTERA:  
PAPILIONOIDEA Y HESPERIOIDEA) EN UNA SELVA BAJA ESPINOSA  
CADUCIFOLIA DE CONDICIÓN PRIMARIA Y SECUNDARIA EN  
VICTORIA, TAMAULIPAS, MÉXICO**

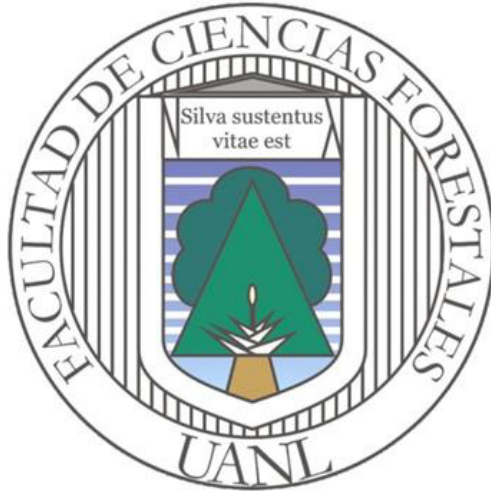
POR

BIÓL. EDMAR MELÉNDEZ JARAMILLO

COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE  
MAESTRÍA EN CIENCIAS FORESTALES

JUNIO, 2017

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN  
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES  
SUBDIRECCIÓN DE POSGRADO**



TESIS

**DIVERSIDAD DE LAS MARIPOSAS DIURNAS (LEPIDOPTERA:  
PAPILIONOIDEA Y HESPERIOIDEA) EN UNA SELVA BAJA ESPINOSA  
CADUCIFOLIA DE CONDICIÓN PRIMARIA Y SECUNDARIA EN VICTORIA,  
TAMAULIPAS, MÉXICO**

POR

BIÓL. EDMAR MELÉNDEZ JARAMILLO

COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE  
MAESTRÍA EN CIENCIAS FORESTALES

LINARES, NUEVO LEÓN, MÉXICO

JUNIO DE 2017

**DIVERSIDAD DE LAS MARIPOSAS DIURNAS (LEPIDOPTERA:  
PAPILIONOIDEA Y HESPERIOIDEA) EN UNA SELVA BAJA ESPINOSA  
CADUCIFOLIA DE CONDICIÓN PRIMARIA Y SECUNDARIA EN VICTORIA,  
TAMAULIPAS, MÉXICO**

Aprobación de Tesis



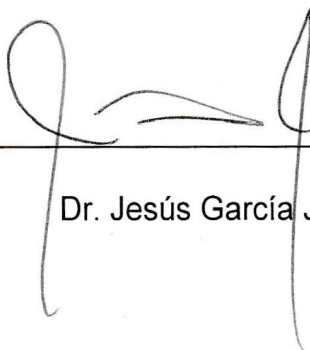
Dr. César Martín Cantú Ayala



Dr. Andrés Eduardo Estrada Castillón



Dr. José Isidro Uvalle Saucedo



Dr. Jesús García Jiménez

Junio de 2017

## **I. AGRADECIMIENTOS**

Quiero expresar mi reconocimiento a aquellas personas e instituciones que me apoyaron en la elaboración de este trabajo. Mi sincero agradecimiento y reconocimiento al Dr. César Martín Cantú Ayala, director de la tesis, por darme la oportunidad de colaborar y aprender de él durante mi estancia en la FCF. Así mismo, el apoyo de los miembros del comité académico. Dres. Andrés Eduardo Estrada Castellón, José Isidro Uvalle Saucedo y Jesús García Jiménez, por sus comentarios y su apoyo incondicional en los tutoriales y desarrollo de la tesis. A el M. en C. Uriel Jeshua Sánchez Reyes por su apoyo constante, a la M. en C. Guadalupe Geraldine García Espinoza por su amistad inigualable y, a los ingenieros Ana María Patiño Flores, Deisy Peñaflor Ramírez y Luis Daniel Ruiz Carranza, así como a la licenciada Carolina Sánchez Castillo por su ayuda y amistad incondicional. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca para cursar los estudios de posgrado. A mis compañeros de generación con quienes compartí preocupación, dicha y amistad. A mis padres, hermanos, a mi familia quien tras años de ausencia me apoyó en todo momento. Mi reconocimiento a todos.



## II. DEDICATORIA

*A las personas más importantes en mi vida...*

*... MIS PADRES...*

***Rebeca Jaramillo Echavarría***

***Luis Lauro Meléndez de la Serna***

*...Y A MIS HERMANOS...*

***Eysmel Meléndez Jaramillo***

***Luis Eduardo Meléndez Jaramillo***

*Por su apoyo y cariño, sin ustedes no estaría donde estoy*

*A ustedes... Gracias*

### III. CONTENIDO

<b>1. RESUMEN .....</b>	<b>1</b>
<b>2. ABSTRACT .....</b>	<b>2</b>
<b>3. INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>3</b>
<b>4. ANTECEDENTES.....</b>	<b>5</b>
4.1. Importancia del estudio de la biodiversidad y la distribución de especies	5
4.2. Factores que influyen en la distribución de especies.....	5
4.2.1. La estacionalidad como un factor que afectan la distribución de insectos .....	6
4.2.2. La fragmentación como un factor que afectan la distribución de insectos .....	8
4.3. Las mariposas diurnas como modelo para estudios de biodiversidad ..	9
4.3.1. Aspectos generales de las mariposas diurnas .....	9
4.3.1.1. Situación taxonómica actual.....	9
4.3.1.2. Características morfológicas .....	11
4.3.1.3. Biología de las mariposas diurnas .....	16
4.3.2. Riqueza de las mariposas diurnas.....	17
4.3.2.1. Mariposas diurnas en México y Tamaulipas .....	18
4.3.3. Los insectos como bioindicadores del hábitat .....	19
4.3.3.1. Las mariposas diurnas como bioindicadores .....	21
<b>5. JUSTIFICACIÓN .....</b>	<b>23</b>
<b>6. HIPÓTESIS .....</b>	<b>24</b>
<b>7. OBJETIVOS .....</b>	<b>25</b>
7.1. Objetivo General.....	25
7.2. Objetivos Específicos .....	25
<b>8. MATERIALES Y MÉTODOS .....</b>	<b>26</b>

8.1. Área de estudio.....	26
8.2. Ubicación de los sitios de estudio.....	26
8.3. Muestreo.....	27
8.4. Variables ambientales .....	28
8.5. Muestreo de vegetación .....	28
8.6. Procesamiento de las muestras y determinación taxonómica de los ejemplares .....	29
8.7. Análisis de datos.....	29
8.7.1. Variación a nivel de comunidad y análisis general de las especies .	29
8.7.1.1. Abundancia .....	29
8.7.1.2. Riqueza observada y estimada de especies .....	30
8.7.1.3. Diversidad alfa .....	32
8.7.1.3.1. Índice de dominancia Simpson .....	33
8.7.1.3.2. Índice de Shannon .....	34
8.7.1.3.3. Análisis SHE .....	35
8.7.1.4. Diversidad beta: índice de Bray-Curtis (índice cuantitativo de Sørensen) .....	36
8.7.2. Asociación de las especies con variables ambientales .....	37
<b>9. RESULTADOS .....</b>	<b>40</b>
9.1. Variación a nivel comunidad y análisis general de las especies.....	40
9.1.1. Mariposas diurnas en selva baja espinosa caducifolia del ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México .....	40
9.1.2. Variación de mariposas diurnas por condición de selva baja espinosa caducifolia en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México .....	42
9.1.3. Variación temporal de mariposas diurnas en dos condiciones de selva baja espinosa caducifolia del ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México. ..	48

9.1.4. Diversidad beta de mariposas diurnas entre condiciones de selva baja espinosa caducifolia en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México .....	52
9.2. Variación de las especies de mariposas diurnas en relación a las variables climáticas y de cobertura vegetal .....	59
<b>10. DISCUSIÓN</b> .....	63
10.1. Mariposas diurnas en la selva baja espinosa caducifolia del ANP Altas Cumbres .....	63
10.2. Variación de la comunidad de mariposas diurnas con la condición y la temporalidad en la selva baja espinosa caducifolia del ANP Altas Cumbres	66
10.3. Influencia de las variables ambientales en las especies de mariposas	71
<b>11. CONCLUSIÓN</b> .....	76
<b>12. LITERATURA CITADA</b> .....	78
 <b>Anexo 1.</b> Lista taxonómica y abundancia por temporada y condición de selva baja espinosa caducifolia (SBEC) en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México. ....	118
<b>Anexo 2.</b> Parámetros obtenidos del índice de marginalidad media para las especies de mariposas diurnas en la selva baja espinosa caducifolia del ANP Altas Cumbres. ....	131
<b>Anexo 3.</b> Variación en la abundancia de especies de mariposas diurnas.....	141

#### IV. ÍNDICE DE CUADROS

<b>Cuadro 1.</b> Riqueza de especies de Papilionoidea y Hesperioidea en las regiones biogeográficas clásicas del mundo. ....	17
<b>Cuadro 2.</b> Variación de parámetros ecológicos de las mariposas diurnas por condición de selva baja espinosa caducifolia (SBEC) en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México. ....	43
<b>Cuadro 3.</b> Análisis de correlación de Spearman de abundancia y riqueza de mariposas diurnas con la temperatura y precipitación del ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México. ....	50
<b>Cuadro 4.</b> Variación temporal de parámetros ecológicos de las mariposas diurnas por condición de selva baja espinosa caducifolia (SBEC) en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México. ....	51
<b>Cuadro 5.</b> Variables ambientales y sus valores de correlación (loadings) con las especies más abundantes de mariposas diurnas en la selva baja espinosa caducifolia del ANP Altas Cumbres. ....	61

## V. ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Área de estudio y ubicación de las localidades de muestreo en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México.....	27
<b>Figura 2.</b> Curva de acumulación de especies de mariposas diurnas en selva baja espinosa caducifolia del ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México. ....	40
<b>Figura 3.</b> Abundancia (columnas) y número total de especies (líneas) por familias de mariposas diurnas en selva baja espinosa caducifolia del ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México. ....	41
<b>Figura 4.</b> Curva de acumulación de especies de mariposas diurnas en SBEC conservada del ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México. ....	44
<b>Figura 5.</b> Curva de acumulación de especies de mariposas diurnas en SBEC perturbada del ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México. ....	44
<b>Figura 6.</b> Abundancia (columnas) y número total de especies (líneas) por familias de mariposas diurnas en SBEC conservada del ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México. ....	45
<b>Figura 7.</b> Abundancia (columnas) y número total de especies (líneas) por familias de mariposas diurnas en SBEC perturbada del ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México. ....	45
<b>Figura 8.</b> Perfil de diversidad para las dos condiciones de selva baja espinosa caducifolia, en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México.....	47
<b>Figura 9.</b> Análisis SHE de la diversidad para la SBEC conservada del ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México.....	47
<b>Figura 10.</b> Análisis SHE de la diversidad para la SBEC perturbada del ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México.....	48
<b>Figura 11.</b> Régimen anual de precipitación y temperatura en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México. Se muestran los datos históricos (2000 a 2013) de la estación de la Peregrina (SBEC conservada) y la estación del Novillo (SBEC perturbada). ....	49

<b>Figura 12.</b> Análisis de Correspondencia para la abundancia de especies de la familia Papilionidae de dos condiciones de selva baja espinosa caducifolia en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México. ....	55
<b>Figura 13.</b> Análisis de Correspondencia para la abundancia de especies de la familia Pieridae de dos condiciones de selva baja espinosa caducifolia en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México.....	55
<b>Figura 14.</b> Análisis de Correspondencia para la abundancia de especies de la familia Lycaenidae de dos condiciones de selva baja espinosa caducifolia en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México. ....	56
<b>Figura 15.</b> Análisis de Correspondencia para la abundancia de especies de la familia Riodinidae de dos condiciones de selva baja espinosa caducifolia en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México. ....	56
<b>Figura 16.</b> Análisis de Correspondencia para la abundancia de especies de la familia Nymphalidae de dos condiciones de selva baja espinosa caducifolia en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México. ....	57
<b>Figura 17.</b> Análisis de Correspondencia para la abundancia de especies de la familia Hesperidae de dos condiciones de selva baja espinosa caducifolia en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México. ....	58
<b>Figura 18.</b> Ordenación de los cuadrantes de muestreo en base a las variables ambientales, selva baja espinosa caducifolia, ANP Altas Cumbres.....	62

## **1. RESUMEN**

El análisis de la biodiversidad, su variación y los factores que originan su distribución, son un tema central en ecología. El conocimiento sobre los patrones ecológicos que presentan las especies está actualmente documentado para muchos grupos biológicos; sin embargo, en México se carece de este tipo de estudios para las mariposas diurnas, que constituyen un grupo megadiverso de invertebrados y con un potencial importante para ser utilizado como bioindicadores. Para contribuir al conocimiento de este clado en México, se realizó un estudio sobre diversidad de especies en dos ecosistemas de selva baja espinosa caducifolia, uno en condición conservada y el otro en condición perturbada, en el área natural protegida Altas Cumbres en Tamaulipas, México. Se establecieron dos transectos permanentes de longitud no definida, uno por cada condición. El muestreo se realizó de manera mensual en cada sitio mediante red entomológica aérea y diez trampas Van Someren-Rydon, durante diciembre del 2015 a noviembre del 2016. Se obtuvieron en total 2,448 ejemplares para la selva baja espinosa caducifolia de condición conservada, distribuidos en 287 especies, y 3,394 ejemplares distribuidos en 218 especies para la selva baja espinosa caducifolia de condición perturbada. Las pruebas tanto para la abundancia como para la riqueza específica entre ambas condiciones, no revelaron diferencias significativas; sin embargo, los análisis realizados entre temporadas en cada una de las condiciones, resultaron significativos. La diversidad en la selva baja espinosa caducifolia conservada, resultó ser mayor en comparación con la perturbada, esto debido probablemente a una mayor disponibilidad del hábitat. La respuesta de la comunidad de mariposas ante ambos factores se explica con base a la respuesta que presentó cada una de las especies; en ese sentido, las variables que determinaron los patrones de abundancia en el área de estudio fueron la temperatura, humedad relativa, punto de condensación y cobertura vegetal; 52 especies presentaron una asociación significativa con el uso de estos recursos, pero la respuesta de cada una ante estos fue diferente.



## 2. ABSTRACT

Knowledge about the ecological patterns of species is currently documented for many biological groups. However, this type of studies are lacking in Mexico for daytime butterflies, which constitute a megadiverse group of invertebrates and with an important potential to be used as bioindicators. To contribute to the knowledge of this clade in Mexico, this study was carried out on species diversity in low deciduous thorny tropical forest ecosystem under a preserved and disturbed condition in the protected natural area Altas Cumbres in Tamaulipas, Mexico, an area of great relevance Ecological and conservation importance. Two permanent transects of undefined length were established, one for each condition. Sampling was performed monthly at each site using an aerial entomological network and ten Van Someren-Rydon traps during December 2015 to November 2016. A total of 2,448 specimens were obtained for the conserved condition, distributed in 287 species and 3,394 specimens, distributed in 218 species for the disturbed condition. The evidence for both abundance and specific richness between both low deciduous thorny tropical forest conditions did not reveal any significant differences; However, the analyzes performed between seasons in each of the conditions were significant. The diversity in the conserved low deciduous thorny tropical forest proved to be greater in comparison with the disturbed one, this probably due to a greater availability of the habitat. The response of the butterfly community to both factors is explained by the response of each species; In this sense, the variables that determined the abundance patterns in the study area were temperature, relative humidity, dew point and vegetation cover; 52 species had a significant association with the use of these resources, but the response of each one to them was different.

### 3. INTRODUCCIÓN

Es bien conocida la importancia de los bosques tropicales en el funcionamiento y equilibrio global por la gran cantidad de hábitats que generan para ser aprovechados por una alta diversidad de especies y por su gran cantidad de endemismos, sin embargo, son uno de los ecosistemas más afectados por los fenómenos de fragmentación producidos por el aprovechamiento excesivo que alteran la estructura y el funcionamiento ecosistémico a diferentes escalas y que trae consigo extinciones locales y regionales, aislamientos poblacionales y la reducción de la heterogeneidad de hábitats (Whitmore, 1980; Kattan & Alvarez, 1996; Whitmore, 1997; Fahrig, 2003; Fuentes & Camero, 2006).

Por otra parte, diferentes grupos de insectos han sido reconocidos por ser importantes elementos bioindicadores de la calidad de los ecosistemas, al poseer características tales como una alta diversidad, importancia funcional, fidelidad ecológica, asociación estrecha con otras especies, rápida respuesta a la variabilidad ambiental y facilidad de captura (Krebs, 1988; Halfpeter & Favila, 1993; Morón, 1997; Noss, 1999; Celi & Dávalos, 2001; García & Pardo, 2004; Pearce & Venier, 2006; Gardner *et al.*, 2008). Además, ha sido demostrada su sensibilidad a los cambios ocasionados por la intervención del ser humano (Escobar & Chacón, 2000; Basset *et al.*, 2004; Pearce & Venier, 2006; Noriega *et al.*, 2007). De estos, las mariposas diurnas son hoy en día uno de los grupos más reconocidos y utilizados para el monitoreo y establecimiento de áreas importantes en políticas de conservación y de manejo (Kremen, 1992; Luna-Reyes & Llorente, 2004; Fattorini, 2006).

Debido a su atractivo estético, su fácil recolección, su abundancia y diversidad, las mariposas diurnas han sido sujetas a numerosos estudios de los que se ha obtenido un amplio conocimiento taxonómico, además de una excelente representatividad en colecciones y Museos. (Brown, 1991; Llorente *et al.*, 1993). De acuerdo con Warren (2000) y Llorente *et al.* (2006a), México posee 2,049 especies-subespecies de Rhopalocera (Papilionoidea + Hesperioidea: 1,190 y 859, respectivamente). En este sentido, los trabajos sobre mariposas

mexicanas se circunscriben a fronteras políticas y muy pocos a una unidad biótica o fisiográfica, por lo cual muchas comunidades de mariposas aún no se conocen bien, como ocurre con las que se encuentran asociadas a los ambientes extremos, húmedos o secos (Luis & Llorente, 1990).

Se sabe poco sobre la entomofauna y en especial sobre las mariposas de los ambientes cálido-húmedos de México, pues tales estudios básicamente han tratado de reconocer la composición florística y sus relaciones (Luna-Reyes *et al.*, 2010). Uno de los tipos de vegetación que se desarrolla en estas formaciones es la selva baja espinosa caducifolia (SBEC), en el que existe gran riqueza florística, con porcentajes altos de endemismo concentrados principalmente en la cuenca del río Balsas, en la península de Yucatán y al noreste de México (Rzedowski, 1978; 1992). Sin embargo, en 1992, Flores & Gerez (1994) estimaron que la SBEC cubría menos del 7% de la superficie total del país, valor que actualmente puede ser menor si se considera que este dato prácticamente representa la mitad del área que ocupaba en 1980.

En ese contexto, una de las regiones más importantes en Tamaulipas es el área natural protegida (ANP) Altas Cumbres, ya que se ubica en uno de los 15 nodos panbiogeográficos de México; dichas zonas poseen una elevada biodiversidad según lo señalado por Morrone & Márquez (2008), dado que en ellas convergen diferentes provincias biogeográficas, originando el contacto entre diferentes elementos bióticos. Por lo que, el disturbio causado por el hombre se considera como una gran amenaza a la diversidad, integridad y funcionalidad de asociaciones vegetales de alta importancia ecológica y su dinámica espacio-temporal (Chapin *et al.*, 2000; Ehrlich, 2004).

## **4. ANTECEDENTES**

### **4.1. Importancia del estudio de la biodiversidad y la distribución de especies**

Una de las características de la biodiversidad es que no se distribuye de manera homogénea, es por ello que conocer los patrones de la diversidad de especies y los procesos asociados a los mismos es muy importante (Gastón & Blackburn, 2000; Magurran, 2004; Begon *et al.*, 2005). Para conocer estos patrones, se requiere medir la riqueza específica (Koleff *et al.*, 2008) así como la diversidad alfa de una región (Whittaker *et al.*, 2001), ya sea en un área definida o en un tiempo específico (Halfpeter & Moreno, 2005). Además, las especies forman complejos patrones espaciales entre los diferentes tipos de vegetación y paisajes; por ello, el análisis de la diversidad beta permite entender dichos patrones, así como el recambio de las mismas en las comunidades (Moreno, 2001; Koleff *et al.*, 2008).

Los estudios de diversidad de las especies representan un tema de gran importancia, puesto que una de las prioridades en los países megadiversos es el establecimiento y manejo de áreas naturales protegidas para la conservación de su biodiversidad (Myers *et al.*, 2000; Sechrest *et al.*, 2002). No obstante, se carece de información para muchos grupos, lo cual dificulta la toma de decisiones sobre la conservación y el manejo de la vida silvestre en estos países. Por ello, los modelos que permiten estimar la distribución de especies son herramientas muy útiles en los estudios de conservación (Naoki *et al.*, 2006).

### **4.2. Factores que influyen en la distribución de especies**

A nivel regional, los patrones de distribución de las especies son el resultado de la interacción de factores evolutivos, biogeográficos, climáticos, ecológicos, biológicos y antropogénicos (Bustamante *et al.*, 1988; Guisan & Zimmermann, 2000; Arroyo *et al.*, 2004; Mateo *et al.*, 2011; Maciel *et al.*, 2015). Dentro de las variables más analizadas se tienen: 1) los factores climáticos como la precipitación, temperatura y evapotranspiración (Naoki *et al.*, 2006); 2) edafología, litología y geología, que representan la dependencia de la vegetación

con el tipo de sustrato y la importancia del suelo (Tuomisto & Dalberg, 1996; Sollins, 1998; Cortés & Islebe, 2005); 3) elevación y variables derivadas, tanto topográficas (pendiente, curvatura o rugosidad), microclimáticas (radiación solar potencial) e hidrológicas (red de drenaje o flujo potencial) (Muñoz & Felicísimo, 2004); 4) vegetación, temperatura en superficie o cubierta del suelo (Bradley & Fleishman, 2008); y finalmente 5) factores de tipo demográfico y de ocupación del espacio (antropogénicos) (Mateo *et al.*, 2011).

La distribución de las especies responde también a procesos bióticos complejos donde las interacciones entre especies tienen una gran influencia (Naoki *et al.*, 2006; Mateo *et al.*, 2011; Maciel *et al.*, 2015). En adición, existen otros factores que permiten interpretar las relaciones entre distribución y abundancia, como son el efecto del muestreo, las relaciones filogenéticas de las especies, la posición del área de estudio dentro del área de distribución, la amplitud de nicho, la disponibilidad del recurso, la selección del hábitat, la dinámica de metapoblaciones y los ciclos de vida (Molina & León, 2006).

Finalmente, según Gastón & Blackburn (2000), el reconocimiento de los patrones de distribución y abundancia a escalas espaciales y temporales, en ambientes fuertemente fragmentados, es una herramienta útil para conocer: 1) el funcionamiento de las comunidades que se encuentran en esa zona; 2) la forma en cómo la estructura de los paisajes puede generar percepciones distintas en determinadas especies o grupos particulares; 3) la posibilidad de predecir cambios espacio-temporales (para determinados hábitats en el paisaje) de especies o gremios; y 4) la detección de aquellas especies vulnerables o con requerimientos específicos que sugieran estrategias para su conservación o manejo.

#### **4.2.1. La estacionalidad como un factor que afectan la distribución de insectos**

La estacionalidad es un factor fundamental para la distribución de las especies. Janzen & Waterman (1984) señalan que existe un desplazamiento de los insectos hacia ciertos "refugios" o zonas con mayor humedad durante la estación seca, además de una reducción en el número de especies e individuos

durante la temporada seca en aquellas áreas donde dicha estación es muy severa. En cambio, la riqueza específica se incrementa durante la temporada seca en las zonas donde esa estación no es tan severa; se sugiere también que una alta proporción de las comunidades de insectos pasan la estación seca como adultos activos, pero en diapausa reproductiva. Wolda *et al.* (1998) indicaron la importancia de la precipitación para Curculionidae dado que la mayoría de las especies presentó su mayor abundancia durante el inicio de la etapa lluviosa. Sin embargo, dicho estudio demostró que la variación producida por la estacionalidad, depende principalmente de la especie, causando que en ocasiones no exista un patrón específico de distribución estacional, y éste se considerará solamente cuando el ciclo de una especie se repite de año en año.

De acuerdo a lo anterior, la influencia de la precipitación y la temperatura afectarán de forma particular a cada grupo de insectos. Por ejemplo, en la entomofauna necrófila, en México, los grupos son más abundantes durante el periodo más lluvioso del año (Sánchez *et al.*, 1993). En una región del estado de México, la abundancia y la riqueza de especies de Staphylinidae tuvieron un comportamiento estacional, con valores más elevados durante las lluvias, así como un pico de actividad a mitad de la estación seca (Jiménez *et al.*, 2011). En cambio para otros grupos, la temperatura y la precipitación no presentan relación con la riqueza de especies, como se ha observado en algunos estudios de Scarabaeinae (Escobar *et al.*, 2005).

Por otra parte, a diferencia de las zonas templadas, en las que el fotoperiodo y la temperatura influyen en la dinámica de la comunidad de mariposas diurnas, en las áreas tropicales la longitud del día y la temperatura no varían significativamente, por lo que la mayor actividad depende en especial de la presencia de las lluvias (Owen, 1971), mostrando una marcada estacionalidad con máximos de riqueza y abundancia al principio, durante o después de la época de lluvias, y valores mínimos en la temporada seca (Owen, 1971; Austin, 1978; Rodríguez, 1982; Ehrlich, 1984; Morón & Terrón, 1984; Wolda, 1988; Balcázar, 1993), como ocurre en el noreste de México (Meléndez *et al.*, 2015; 2016).

#### **4.2.2. La fragmentación como un factor que afectan la distribución de insectos**

La fragmentación del hábitat es una de las causas frecuentes de cambios en la estructura espacial de la vegetación (Fahrig & Grez, 1996). En un sentido estricto, la fragmentación del hábitat es la ruptura de lo que era originalmente un hábitat continuo, lo que resulta en pequeños fragmentos de hábitat, aislados por una matriz usualmente inhóspita para los organismos (Forman, 1995; Fahrig, 1997). Esta fragmentación normalmente conlleva una pérdida de hábitat las que, en conjunto o por separado, pueden afectar las dinámicas poblacionales y la estructura comunitaria de los organismos asociados (Kareiva, 1987; Fahrig & Grez, 1996; Laurance & Birregaard, 1997).

Generalmente, a medida que aumenta la fragmentación y disminuye la cantidad de hábitat remanente, las poblaciones suelen deprimirse numéricamente por un aumento en la emigración o por una disminución en la sobrevivencia o reproducción (Lefkovitch & Fahrig, 1985; Fahrig & Grez, 1996). Sin embargo, inmediatamente luego de la fragmentación se puede producir una acumulación de individuos y especies en los fragmentos debido a la colonización de organismos que utilizaban el hábitat perdido (Ospina *et al.*, 2010).

Los insectos son muy susceptibles a la fragmentación del hábitat (Didham, 1997), y pueden responder incluso a fragmentaciones a pequeña escala espacial como las que ocurren en muchos micropaisajes (Kareiva, 1987; Grez, 1997; Collinge & Forman, 1998; Gilbert *et al.*, 1998). Las respuestas a la fragmentación son muy variables; algunas especies son favorecidas y otras perjudicadas por la fragmentación, dependiendo de su historia de vida (Didham, 1997; Collinge & Forman, 1998). Por ejemplo, una serie de trabajos ha demostrado que los insectos herbívoros especialistas disminuyen en parches de vegetación más pequeños debido a que, dada la escasez de recursos, los abandonan rápidamente, fenómeno que fue propuesto en la hipótesis de concentración de recursos (Root, 1973). Otras especies, como algunos lepidópteros, aumentan en parches más pequeños o con más borde debido a que usan preferencialmente los hábitats de borde (Roland, 1993; Grez & Prado, 2000).



Ospina *et al.* (2010) mencionan que valores elevados de diversidad de las mariposas diurnas pueden ser mantenidos por niveles intermedios de perturbación, ya que ésta permite una heterogeneidad en el paisaje influyendo en mayor disponibilidad de hábitats, flores para libar, presencia de plantas hospederas asociadas a vegetación de crecimiento secundario y al aumento en la disponibilidad de luz solar en zonas abiertas que benefician los procesos de termorregulación presentes en estos insectos.

#### **4.3. Las mariposas diurnas como modelo para estudios de biodiversidad**

Las mariposas se han convertido en un grupo modelo para estudios de ecología y evolución (Watt & Boggs, 2004), así como para la biología de la conservación (Kremen *et al.*, 2004), entre otras disciplinas. Su uso como especies indicadoras ha sido recomendado para diversas regiones tropicales (Brown, 1991; Kremen, 1992, 1994; Hill & Hamer, 1998). La dependencia del estado larvario sobre una planta huésped específica, combinado con los papeles que juegan los adultos como polinizadores de otras plantas, une fuertemente a las mariposas con la diversidad y la salud de sus hábitats (Gilbert, 1984; Murphy & Wilcox, 1986; Brown, 1991; Kremen, 1992, 1994; Sparrow *et al.*, 1994; Beccaloni & Gaston, 1995; Hill *et al.*, 1995; Hamer *et al.*, 1997).

Por otro lado, las mariposas con su historia de vida de tipo holometábolo se exponen a una amplia gama de influencias ambientales (García *et al.*, 2007). Son altamente sensibles a los cambios de temperatura, humedad y radiación solar que se producen por disturbios en su hábitat, por lo cual el inventario de sus comunidades, a través de medidas de diversidad y riqueza, representa una herramienta válida para evaluar el estado de conservación o alteración del medio natural (Kremen *et al.*, 1993; Sparrow *et al.*, 1994).

##### **4.3.1. Aspectos generales de las mariposas diurnas**

###### **4.3.1.1. Situación taxonómica actual**

Las mariposas diurnas (Rhopalocera) se subdividen en dos ramas primarias, las superfamilias Hesperioidea y Papilionoidea. La monofilia de la



primera está sostenida por al menos cinco sinapomorfías universales y la de la segunda por al menos cuatro (Ackery *et al.*, 1999). Un estudio reciente de evidencia total (Wahlberg *et al.*, 2005a) concluyó que las seis familias de mariposas diurnas tradicionalmente reconocidas constituían clados monofiléticos fuertemente sostenidos con las siguientes relaciones: (Hesperiidae + (Papilionidae + (Pieridae + (Nymphalidae + (Lycaenidae + Riodinidae))))).

La clasificación de Hesperioidea esquematizada aquí, que comprende solo la familia Hesperiidae, es relativamente conservadora, siguiendo en esencia a Ackery *et al.* (1999), pero sin incluir los resultados de un estudio filogenético de Warren (2006), quien presenta evidencia para sostener fuertemente la monofilia de las subfamilias Coeliadinae, Heteropterinae, Trapezitinae y Hesperinae, pero fusiona Pyrrhopyginae y Pyrginae en una sola subfamilia. Subdivide Pyrrhopyginae + Pyrginae, y Hesperinae, en ocho y siete tribus, respectivamente, y además confirma la posición infratribal de “Megathymidae” dentro de Hesperinae, postulada por Ackery *et al.* (1999).

Papilionidae constituye una familia relativamente pequeña, que ha estado sometida a un intenso escrutinio taxonómico debido a su popularidad, no obstante aún persisten problemas concernientes a su clasificación interna, parcialmente resultantes de incongruencias entre caracteres larvales y de adultos. La clasificación adoptada sigue básicamente el esquema propuesto por Miller (1987). Algunos de los aspectos controversiales principales están referidos a la clasificación infratribal, particularmente en Papilionini, donde los límites genéricos aún son difusos (Zakharov *et al.*, 2004).

La clasificación de Pieridae refleja aquella presentada en el análisis filogenético más reciente de la familia (Braby *et al.*, 2006). Dicho estudio corrobora la monofilia de las cuatro subfamilias propuestas en la hipótesis fenética de Ehrlich (1958), pero además subdivide Pierinae en cuatro grupos, las tribus monofiléticas Anthocharidini y Pierini, y dos grupos informales (“Colotis” y “Leptosia”); la posición filogenética de estos últimos aún es incierta, y se carece de evidencia suficiente para sostener su monofilia.

La clasificación adoptada para la excepcionalmente diversa (tanto desde el punto de vista taxonómico como el ecológico) familia Lycaenidae, en lo fundamental sigue las propuestas de Eliot (1973, 1990). Eliot (1973) inicialmente reconoció ocho subfamilias, que luego (Eliot, 1990) redujo a cuatro. El esquema de seis subfamilias adoptado representa un compromiso de los diferentes ordenamientos propuestos por Eliot a través de los años, y se corresponde muy cercanamente al presentado por Kuznetsov & Stekolnikov (2001).

El sistema adoptado para Riodinidae sigue el esquema básico introducido por Harvey (1987), modificado posteriormente por Hall & Harvey (2002) y Hall (2003). Entre los Riodininae se incluye un grupo informal (“Emesini”), cuya monofilia aún no ha sido establecida satisfactoriamente. En el pasado, los Riodinidae a menudo fueron incluidos dentro de Lycaenidae, pero la evidencia aportada por Robbins (1988), Campbell *et al.* (2000), Campbell & Pierce (2004) y Wahlberg *et al.* (2005a) ameritan su estatus de familia separada.

Nymphalidae, la familia más diversificada y especiosa de las mariposas diurnas, también es la que presenta mayores problemas clasificatorios e incógnitas filogenéticas. El sistema refleja las principales conclusiones obtenidas en los trabajos recientes de Wahlberg *et al.* (2003, 2005a, b), Freitas & Brown (2004), Peña *et al.* (2006), Brower *et al.* (2006) y Willmott & Freitas (2006). En general, con excepción de Morphinae y Satyrinae, la monofilia de todas las subfamilias reconocidas es bastante robusta. El análisis reciente de Peña *et al.* (2006) encontró que “Morphinae” y “Satyrinae”, tal como tradicionalmente han sido consideradas (Harvey, 1991; Ackery *et al.*, 1999), son grupos polifiléticos, aunque Satyrinae + Morphinae conforman un clado con buen soporte con respecto a su grupo hermano, Charaxinae.

#### **4.3.1.2. Características morfológicas**

Un lepidóptero adulto se identifica con facilidad por la presencia de dos pares de alas membranosas cubiertas de escamas aplanadas, peculiaridad de la que deriva el nombre del orden. Puede existir espiritrompa o no, ya que ésta falta en los grupos basales del orden así como, por pérdida o reducción secundaria,

en diversas familias (Luis *et al.*, 2011). Las larvas, de tipo eruciforme (orugas) y con cápsula cefálica generalmente bien esclerosada, presentan cinco pares de falsas patas (aunque hay excepciones) en los segmentos abdominales tercero a sexto y décimo (García *et al.*, 2015).

Los Rhopalocera incluyen a las mariposas que presentan antenas con extremidad en forma de maza; se les llama también diurnas por volar durante el día, aunque esta última característica no es exclusiva del grupo (Robert *et al.*, 1983). Se integra por Papilionoidea y Hesperioidea; la primera presenta la maza antenal recta y el cuerpo es delgado en proporción a las alas, están representados por cinco familias: Papilionidae, Pieridae, Lycaenidae, Riodinidae y Nymphalidae, mientras que en Hesperioidea la maza es curvada en su ápice, a menudo formando un pequeño gancho distal, además el tórax siempre es ancho en proporción con las alas, esta superfamilia está compuesta por tan sólo una familia: HesperIIDae (Ehrlich & Ehrlich, 1961; Scott, 1986; De la Maza, 1987).

Las mariposas de la familia Papilionidae son de tamaño mediano y grande, generalmente de color blanco, amarillo o negro, y de variadas formas, entre las que se pueden encontrar largos apéndices caudales (*Protographium*), cortos (*Heraclides* y *Pterourus*) o ausentes (*Baronia* y *Battus*). Presentan sus tres pares de patas bien desarrolladas, el tórax y el abdomen son de similar tamaño, y la venación presenta la célula discal de tipo cerrado en ambas alas. El patrón de coloración del macho y la hembra puede ser igual (*Protographium*, *Battus* y *Pterourus*), marcadamente diferente (algunos *Parides* y *Heraclides*) o ambos al presentar hembras dicromáticas, es decir, una similar al macho y otra muy diferente que generalmente es melánica (*Pterourus garamas*, *Pterourus alexiars*, *Heraclides ornythion*, etc.) (Scott, 1986; Luis *et al.*, 2004; Hernández-Baz, 2010; Luis *et al.*, 2011). Sus plantas hospederas son principalmente rutáceas (*Heraclides*), anonáceas (*Protographium*), leguminosas (*Baronia*), lauráceas (*Pterourus*) y aristoloquiáceas (*Parides* y *Battus*), mientras que los imagos suelen alimentarse en flores o en arenas húmedas y lodos (Kendall, 1964; Ross, 1964a; De la Maza, 1975; Tyler, 1975). Para México se conocen 79

especies (Llorente *et al.*, 2006a), de las cuales 21 se encuentran registradas para el estado de Tamaulipas (García-Jiménez, 2005).

Las integrantes de la familia Pieridae son de pequeño y mediano tamaño, generalmente de color blanco, amarillo o verde, y forma regular a excepción de los Dismorphiinae que presentan las alas anteriores reducidas. Sus tres pares de patas están bien desarrolladas, el tórax y el abdomen son de similar tamaño y la venación presenta la célula discal de tipo cerrado en ambas alas. El patrón de coloración del macho y la hembra puede ser similar (*Phoebis*, *Anteos*, *Hesperocharis*, etc.) o marcadamente diferente (*Enantia*, *Lieinix*, *Pereute*, *Itaballia*, *Perrhybris*, etc.); el dimorfismo sexual acentuado obedece al involucrarse en un complejo mimético alguno de los sexos, generalmente la hembra (Scott, 1986; Luis *et al.*, 2004; Hernández-Baz, 2010; Luis *et al.*, 2011). Sus plantas hospederas son principalmente leguminosas (*Phoebis*, *Anteos*, *Dismorphia*, etc.), lorantáceas (*Pereute*, *Catasticta* y *Archonias*) y crucíferas (*Anthocharis*, *Leptophobia*, etc.), mientras que los imagos suelen alimentarse en flores, en arena húmeda (formando grandes concentraciones) y en excrementos de mamíferos (Scott, 1986; De la Maza, 1987). Para México se conocen 109 especies (Llorente *et al.*, 2006a), de las cuales 31 se encuentran registradas para el estado de Tamaulipas (García-Jiménez, 2005).

Los Lycaenidae son lepidópteros de pequeño tamaño y de forma regular. La mayoría presenta apéndices caudales que varían desde pequeños filamentos hasta largas y gruesas caudas (*Evenus* y *Arcas*). Su coloración es muy llamativa; dorsalmente, predominan diversas tonalidades de azul, verde y violeta metálicos (especialmente en los machos); ventralmente, presentan variados colores como café, negro, blanco, verde y gris, este último es el más frecuente. Las patas anteriores son funcionales sólo en las hembras, ya que en los machos están reducidas. El tórax y el abdomen son de tamaño similar y presentan la venación de la célula discal de tipo cerrado en ambas alas. El patrón de coloración del macho y de la hembra puede ser similar (*Eumaeus*, *Evenus* y *Strymon*) o marcadamente diferente (*Theritas*, *Panthiades* y *Leptotes*) (Scott, 1986; Luis *et*

*al.*, 2004; Hernández-Baz, 2010; Luis *et al.*, 2011). Las larvas se alimentan de diversos tipos de plantas como cicadáceas (*Eumaeus*), sapotáceas (*Evenus*), anonáceas (*Oenomaus*), ulmáceas (*Callophrys*), malváceas (*Strymon*) y euforbiáceas (*Pseudolycaena*), entre otras (Kendall, 1975), mientras que los adultos habitan espacios abiertos donde abundan las flores en donde se alimentan (Scott, 1986; De la Maza, 1987). Para México se conocen 255 especies (Llorente *et al.*, 2006a), de las cuales 48 se encuentran enlistadas para el estado de Tamaulipas (García-Jiménez, 2005).

Los Riodinidae constituyen una de las familias de colores y diseños más variados en las mariposas. Son pequeñas, algunas de ellas diminutas (*Calephelis*), y su forma es generalmente regular, aun cuando algunas presentan apéndices caudales (*Ancyluris*, *Rhetus* y *Sarota*) y otras el borde costal ondulado en el ala anterior (*Caria* y *Symmachia*). Presentan patrones de coloración llamativos en combinaciones de amarillo, rojo, naranja, blanco y negro, así como dibujos y manchas de colores metálicos en verde, azul, dorado y plateado (*Caria*, *Lasaia*, *Ancyluris*, *Calephelis*, etc.). Las patas anteriores están reducidas en los machos, pero en las hembras son funcionales, aunque de menor tamaño que los otros dos pares. Las antenas son largas; el tórax y el abdomen son delgados y de tamaño similar. La venación presenta la célula discal de tipo cerrado en ambas alas. El patrón de coloración del macho y de la hembra puede ser similar (*Eurybia*, *Melanis*, *Baeotis*, *Mesene*, etc.) o marcadamente diferente (*Euselasia*, *Lasaia*, *Calospila*, *Caria*, etc.); en algunos casos también la forma es diferente para cada sexo (*Ancyluris* y *Rhetus*) (Scott, 1986; Luis *et al.*, 2004; Hernández-Baz, 2010; Luis *et al.*, 2011). Las larvas se alimentan de variados tipos de plantas como mirtáceas (*Euselasia*), euforbiáceas (*Anteros*), leguminosas (*Apodemia*, *Emesis* y *Melanis*) y compuestas (*Calephelis*), entre otras (Kendall, 1976), mientras que los adultos habitan los terrenos abiertos donde abundan las flores y humedades en donde se alimentan (McAlpine, 1971; Scott, 1986; De la Maza, 1987). Para México se conocen 203 especies (Llorente *et al.*, 2006a), de las cuales 17 se encuentran enlistadas para el estado de Tamaulipas (García-Jiménez, 2005).

Los Nymphalidae constituyen una de las familias más grandes y diversas de las mariposas mexicanas, con 544 especies registradas (Llorente *et al.*, 2006a), de las cuales 114 se encuentran presentes para el estado de Tamaulipas (García-Jiménez, 2005). El tamaño es muy variable, algunas son muy pequeñas y de cuerpos frágiles (*Microtia* y *Phyciodes*) y otras son de gran tamaño y cuerpo robusto (*Historis*, *Pycina*, *Baeotus*, etc.); sin embargo, la mayoría se puede considerar pequeña. Su forma es regular y la mayoría varía en la forma de sus bordes alares, algunos muy irregulares y otros con proyecciones caudales. Dorsalmente, son de muy variados colores, entre los que se encuentran algunos de los más llamativos, en combinaciones de rojo, morado, azul, amarillo, negro y anaranjado. Las patas anteriores están muy reducidas y densamente cubiertas de vellosidades, por lo que sólo dos pares son ambulatorias. El tórax y el abdomen son de similar tamaño. La venación puede presentar la célula discal de tipo abierto en ambas alas (*Marpesia*, *Nymphalis* y *Diaethria*), sólo en la posterior (*Myscelia*, *Chlosyne*, etc.) o de tipo cerrado, de forma vestigial en la posterior (*Hamadryas*, *Epiphile*, etc.). El patrón de coloración del macho y de la hembra es similar en la mayoría de las especies, pero existen algunas con dimorfismo sexual acentuado (Scott, 1986; Luis *et al.*, 2004; Hernández-Baz, 2010; Luis *et al.*, 2011). Las larvas se alimentan de variados tipos de plantas, como euforbiáceas (*Catonephele*, *Myscelia* y *Hamadryas*), moráceas (*Marpesia*), urticáceas (*Vanessa* y *Nymphalis*), ulmáceas (*Polygonia*), compuestas (*Chlosyne*) y sapindáceas (*Pyrrhogyra*, *Temenis* y *Epiphile*), entre otras, mientras que los imagos suelen alimentarse de flores, humedades, frutas en descomposición, secreciones de árboles y excrementos de mamíferos (Ross, 1964b; Scott, 1986; De la Maza, 1987).

Los HesperIIDae constituyen una de las familias más primitivas y numerosas de las mariposas. El tamaño es muy variable, algunas son muy pequeñas (*Pyrgus* y *Copaeodes*) y otras de mediano tamaño (*Bungalotis*). Su forma es alargada lateralmente y algunas presentan gruesos apéndices caudales (*Urbanus*, *Ridens*, *Codatractus*, etc.). En general, su coloración es poco llamativa y predominan los colores oscuros como el café y negro; sin embargo, existen

algunas con colores brillantes como azul y verde metálico (*Astraptes*, *Jemadia* y *Phocides*). Su cuerpo es fuerte y robusto, cubierto de abundante vello, lo que les permite volar con extraordinaria rapidez. Sus tres pares de patas están desarrolladas y las antenas presentan la parte terminal curvada y delgada después del mazo. La célula discal en ambas alas es de tipo cerrado. El patrón de coloración del macho y de la hembra es similar en general, y sólo en pocas especies es marcadamente diferente (*Bungalotis*, *Nascus* y *Dyscophellus*) (Scott, 1986; De la Maza, 1987; Luis *et al.*, 2004; Luis *et al.*, 2011). Las larvas se alimentan de diversos tipos de plantas como leguminosas (*Polythrix*, *Astraptes*, *Cogia*, *Aguna* y *Urbanus*), mirtáceas (*Phocides*), ramnáceas (*Astraptes*), euforbiáceas (*Arteurotia*), rutáceas (*Aethilla* y *Achlyodes*), bambusáceas (*Niconiades*) y solanáceas (*Nisoniades*), entre otras (Kendall & McGuire, 1984), mientras que los imagos suelen alimentarse en flores y humedades (Shapiro, 1974; Scott, 1986; De la Maza, 1987). Para México se conocen 859 especies y constituyen el 40 ó 45% de la fauna de mariposas diurnas en cualquier localidad de nuestro país (Warren, 2000), de las cuales 109 se encuentran presentes para el estado de Tamaulipas (García-Jiménez, 2005).

#### **4.3.1.3. Biología de las mariposas diurnas**

Los lepidópteros son insectos holometábolos típicos, que atraviesan las fases de huevo, larva, pupa y adulto. La determinación del sexo es por heterogamia en las hembras, al igual que en Trichoptera (son las hembras las que presentan un par de cromosomas sexuales diferentes) (Traut *et al.*, 2008).

En este orden las dos fases móviles, larva y adulto, cumplen papeles fundamentalmente diferentes. Las larvas son, salvo excepciones, fitófagas; con frecuencia especializadas en una especie de planta concreta (monofagia) o en unas pocas relacionadas (oligofagia). Más raramente se alimentan de un número elevado de diferentes hospedadores potenciales (polifagia). Por el contrario los adultos, con excepción de los miembros más primitivos del taxón, se alimentan por medio de la espiritrompa y se limitan a la ingestión de fluidos (néctar, agua, jugos procedentes de frutas, o en ocasiones otros materiales líquidos). Sin



embargo el adulto, volador, asume el papel de dispersor, además del de reproductor. El comportamiento de reproducción puede ser complejo e implicar sofisticados métodos de reconocimiento. Los huevos pueden ser depositados de uno en uno o en grupos, en la planta hospedadora o en otro soporte. El desarrollo larvario puede durar entre semanas y años, según los casos. La fase de pupa se da con frecuencia en un refugio, que puede ser un capullo total o parcialmente construido con seda por la oruga (De la Maza, 1987; Scoble, 1992; García, 1999).

#### 4.3.2. Riqueza de las mariposas diurnas

Las mariposas diurnas representan el 13% del total a nivel mundial del orden Lepidoptera. En México, de acuerdo con Llorente *et al.* (2006a) y Warren (2000) se estima que existen 2,049 taxones a nivel especie-subespecie. México contiene el 9.4% de las especies descritas de las Papilionoidea y Hesperioidea de todo el mundo, en relación con la síntesis de Shields (1989) y Heppner (1991) (Cuadro 1). Con la excepción de las mariposas diurnas en la región Oriental, la Neotropical es la más rica de todas las regiones biogeográficas clásicas, lo que beneficia directamente la riqueza de la Zona de Transición Mexicana en donde se ubica México (Luis *et al.*, 2003b).

**Cuadro 1.** Riqueza de especies de Papilionoidea y Hesperioidea en las regiones biogeográficas clásicas del mundo.

Familia	M	T	N	NT	P	E	O	A	Total
Papilionoidea	79	21	33	120	84	87	178	70	572
Pieridae	109	31	64	323	167	174	307	187	1,222
Lycaenidae	458	65	164	2,611	407	1,413	1,540	429	6,564
Nymphalidae	544	114	214	2,857	1,083	1,156	1,563	349	7,222
Hesperiidae	859	109	290	2,016	155	437	569	191	3,658
Total	2,049	340	765	7,927	1,896	3,267	4,157	1,226	19,238

M= México (Llorente *et al.*, 2006a); T= Tamaulipas (García-Jiménez, 2005); N= Neártica; NT= Neotropical; P= Paleártica; E= Etiópica; O= Oriental; A= Australia-Oceanía (Shields, 1989; Heppner, 1991); Lycaenidae= Lycaenidae + Riodinidae.



En nuestro país existe poco más del doble de especies de mariposas diurnas que en toda la región Neártica, un número considerablemente mayor al de la región Australiana y similar al de toda la región Paleártica. Además, la lepidopterofauna mexicana se integra por grupos de distintas filiaciones, varias de las cuales se han diversificado en el territorio mexicano, tal y como han señalado Halffter (1976, 1987), Llorente (1984), Luis *et al.* (2003b), Oñate-Ocaña *et al.* (2006), Llorente *et al.* (2006b) y Luis *et al.* (2006).

#### **4.3.2.1. Mariposas diurnas en México y Tamaulipas**

Lamas (1977, 1987), Lamas *et al.* (1995), Luis *et al.* (2000, 2005) y Llorente *et al.* (2006) han publicado síntesis bibliográficas de bases de datos curatoriales. En estas mismas citas y en las publicaciones de Maza *et al.* (1989, 1991), Llorente *et al.* (1990), Llorente & Luis (1993, 1998), Warren (2000) y Luis *et al.* (2003b) aparecen revisiones donde se compilan actualizaciones de las especies de ropalóceros con distribución en México y se proporcionan referencias de revistas, instituciones, grupos de investigación y sociedades científicas que contribuyeron y estimularon el desarrollo de los estudios de este taxón en el país. En todos estos trabajos también se resalta la carencia de estudios regionales, estatales o de unidades ecológicas (geomorfológicas, altitudinales, climáticas o vegetacionales). Hacia la década de 1990, con base en recolecciones sistemáticas y rigurosas, así como compilaciones exhaustivas en los principales museos y colecciones, aparecieron los trabajos realizados por Maza & Maza (1993), Maza & Gutiérrez (1994), Luis *et al.* (1996), Vargas *et al.* (1996) y Warren *et al.* (1998) para los estados de Quintana Roo, Chiapas, Veracruz, Jalisco y Colima, respectivamente. Ya iniciado el siglo XXI, los trabajos estatales fueron retomados por Llorente *et al.* (2004) para Nayarit, Luis *et al.* (2004) para Oaxaca, Hernández-Mejía *et al.* 2008) para el Estado de México, Luis *et al.* (2011) para Veracruz, Luna-Reyes *et al.* (2012) para Morelos y Salinas-Gutiérrez *et al.* (2015) para Michoacán.

También se compilaron listas estatales de Rhopalocera, cuyos objetivos se enfocan en unidades o ámbitos ecológicos, en trabajos como los de Luis &

Llorente (1990), Raguso & Llorente (1990), Vargas *et al.* (1991, 1994), Luis *et al.* (1991), Balcazar (1993), Díaz-Batres *et al.* (2001), Pozo *et al.* (2003), Luna-Reyes & Llorente (2004), Salinas-Gutiérrez *et al.* (2004), Maya *et al.* (2005), Salinas-Gutiérrez *et al.* (2005), Molina & León (2006), Luna-Reyes *et al.* (2008), Pozo *et al.* (2008), Luna-Reyes *et al.* (2010) y Martínez-Noble *et al.* (2015).

Oñate-Ocaña *et al.* (2006), Llorente *et al.* (2006b) y Luis *et al.* (2006), realizaron un análisis de las mariposas diurnas con base en el método panbiogeográfico; encuentran que un centro de diversificación singular para la biota es la provincia biogeográfica del Golfo de México, en donde Tamaulipas está inserto y ocupa gran parte de esta provincia. Está integrada por la llanura costera del Golfo y limitada por barreras geográfico-climáticas, lo que genera gradientes altitudinales-climáticos-vegetacionales.

Para Tamaulipas, las mariposas han sido estudiadas de manera parcial y son pocas las publicaciones al respecto, entre estas podemos citar el trabajo realizado por De la Maza & De la Maza (1976), quienes registraron 21 especies de papiliónidos solamente para el área del Cañón del Novillo, en el municipio de Victoria. Una parte de las especies de esta región fueron citadas por De la Maza (1987), Llorente *et al.* (1997), Luis *et al.* (2003) y Garwood & Lehman (2004). Entre los estudios más recientes se encuentra el llevado a cabo por García-Jiménez (2005) para el municipio de Victoria y áreas circunvecinas del centro del estado, y los realizados por Meléndez *et al.* (2015; 2016) para la Sierra de San Carlos, porción centro-oeste del estado.

#### **4.3.3. Los insectos como bioindicadores del hábitat**

Los insectos tienen un papel preponderante en la conservación debido a que se desempeñan como factores formadores y reguladores de los ecosistemas (Camero, 1999), establecen relaciones que se caracterizan por ser cercanas y a menudo muy precisas con la biota en general y poseen suficientes atributos que permiten considerarlos indicadores adecuados de la calidad de hábitats (Brown, 1991; Sutton & Collins, 1991; Pearson & Cassola, 1992; Andrade, 1998; Keer *et al.*, 2000), esto obedece a cinco aspectos fundamentales, alta riqueza y

diversidad de especies, fácil manipulación, fidelidad ecológica, fragilidad frente a perturbaciones mínimas y corta temporalidad generacional (Andrade, 1998), teniendo en cuenta para cada uno de ellos lo siguiente: 1) alta riqueza y diversidad de especies: cuatro de cada cinco especies de animales son insectos, lo que en términos de probabilidades facilita cualquier labor de captura; 2) fácil manipulación: la mayoría requieren bajos esfuerzos de captura, ya sea con trampas de baja o gran selectividad; 3) fidelidad ecológica: muchas especies de insectos pueden presentar rangos estrechos de tolerancia a los factores abióticos; relacionar determinados grupos de insectos con determinados hábitats y microhábitats; 4) fragilidad frente a perturbaciones mínimas: este factor permite seleccionar variables demográficas o de comportamiento que pueden ser medidas u observadas en el campo, que tengan una estrecha correlación con las variables abióticas preseleccionadas; 5) corta temporalidad generacional: un gran número de especies son polivoltinas, es decir con varias generaciones en un ciclo anual, lo que posibilita gestiones de monitoreo a corto plazo.

El hacer uso de especies o grupos taxonómicos capaces de reflejar el estado de conservación de una biota, su biodiversidad, endemismo o grado de intervención, es el principio fundamental de los bioindicadores (Coddington *et al.*, 1991; Brown, 1991; Colwell & Coddington, 1994; Pearson, 1994); estos son taxones o grupos de especies de biología y taxonomía bien conocidas que sean fácilmente identificables y manipulables. Además, deben estar ecológicamente bien diversificados, y es preferible que tengan ciclos de vida cortos y, alta sensibilidad y fidelidad ecológica. Estas características se complementan si presentan áreas definidas de endemismos y centros de diversidad (Brown, 1991; Pearson, 1994).

Muchos de los trabajos de bioindicadores han sido realizados con insectos que, además de presentar los requerimientos anteriores, poseen densidades poblacionales usualmente altas, lo que permite realizar análisis numéricos o estadísticos comparativamente relevantes. Tres de los grupos que han sido empleados para tales fines son las mariposas (Kremen, 1994; DeVries *et al.*,

1997; Hamer *et al.*, 1997; Oostermeijer & Van Swaay, 1998; DeVries *et al.*, 1999; Kitching *et al.*, 2000; DeVries & Walla, 2001; Lien & Yuan, 2003; Dumbrell & Hill, 2005; Veddeler *et al.*, 2005; Camero *et al.*, 2007; García *et al.*, 2007; Ramirez *et al.*, 2007; Bonebrake *et al.*, 2010; Boom-Urueta *et al.*, 2013; Carrero *et al.*, 2013), las hormigas (Andersen, 1990; Majer & Beeston, 1996; Lozano-Zambrano *et al.*, 2009; Rocha-Ortega, 2009) y los escarabajos scarabaeoides (Halffter & Favila, 1993; Escobar, 1997; Favila & Halffter, 1997; Didham *et al.*, 1998; Amezcuita *et al.*, 1999; Camero, 1999; Escobar & Chacón, 2000; Neita *et al.*, 2006; Noriega *et al.*, 2007ab; Concha-Lozada *et al.*, 2010; Martínez *et al.*, 2010; Pedraza *et al.*, 2010; Solís *et al.*, 2011).

#### **4.3.3.1. Las mariposas diurnas como bioindicadores**

Uno de los grupos animales que más sobresale en cualquier unidad paisajística, es el de las mariposas; sus colores brillantes, usualmente contrastantes con el medio, y su vuelo, más lento que el de los vertebrados, y distintivo para diferentes grupos taxonómicos, hace que su identificación sea relativamente sencilla y que no implique un sacrificio excesivo de animales (Andrade, 1998). No obstante, cabe destacar que éste, es un campo de trabajo muy reciente, no sólo en nuestro país, y que las investigaciones con métodos de registro específicamente dirigido a comparaciones entre hábitats y análisis numéricos y estadísticos aparecieron en 1984, con el análisis que Brown realizó dentro del trabajo general de Lovejoy *et al.* (1984, 1986). Esta línea de investigación alcanzó su madurez con los trabajos que Kremen y su grupo realizaron en Madagascar (Kremen, 1994) y con los lineamientos generales dados por Ehrlich (1992); cabe destacar las anotaciones de DeVries (1987, 1996), los trabajos del grupo dirigido por Llorente en México (Luis & Llorente, 1990) y el trabajo sobre variación altitudinal de las mariposas de España central de Sánchez & Baz (1995).

Estas características han permitido que las mariposas hayan sido frecuentemente utilizadas en estudios de los procesos biogeográficos tendientes a comprender la biodiversidad del trópico y su alteración antrópica (Brown, 1982;

Lovejoy *et al.*, 1984; 1986; Kremen *et al.*, 1993; 1994). Dentro de los trabajos que han empleado mariposas como indicadores, cabe destacar los de Brown (1982, 1987), Lovejoy *et al.* (1984, 1986), Holloway (1985), citados por Brown (1991), los cuales discutieron el uso de las mariposas como indicadores en comparación con taxones (aves y mamíferos), encontrando que presentaban mayor fidelidad ecológica en ecosistemas neárticos, siendo más aptas para el reconocimiento de hábitats y comunidades vegetales que los otros grupos. Dado que el grupo está mucho más diversificado en zonas tropicales, es de esperar que dicha fidelidad sea aún más alta en estas latitudes.

## **5. JUSTIFICACIÓN**

El deterioro del ambiente por la utilización inadecuada de los recursos naturales, origina a su vez la pérdida de la diversidad biológica, siendo una carrera contra el tiempo conocer que diversidad tenemos y en qué estado se encuentra. A través de los inventarios biológicos es posible evaluar la riqueza de especies, su distribución o si la disminución de la abundancia de las especies es debida a posibles factores antrópicos que afectan el ecosistema. Por lo tanto, la información generada es de gran importancia para la creación de programas de conservación dirigidos a ecosistemas prioritarios como lo es el bosque tropical caducifolio. El bosque tropical caducifolio, llamado localmente selva caducifolia, es uno de los ecosistemas de mayor biodiversidad. Sin embargo, este ecosistema se encuentra altamente fragmentado lo cual lo hace un lugar de alta prioridad para la conservación. La protección de este bosque, además de preservar la biodiversidad como tal, permitirá también conservar la diversidad de las mariposas diurnas. Estos insectos son excelentes bioindicadores del estado de integridad ecológica. Así mismo, el estudio de las comunidades y poblaciones de determinadas especies de mariposas a lo largo del tiempo puede ofrecer información importante para ejecutar medidas urgentes antes de que los efectos de perturbación ambiental sean irreversibles.

## **6. HIPÓTESIS**

La diversidad de mariposas diurnas (Lepidoptera: Rhopalocera) es mayor en la selva baja espinosa caducifolia de condición primaria, que en la de condición secundaria.

## **7. OBJETIVOS**

### **7.1. Objetivo General**

Analizar la variación en composición y diversidad de mariposas diurnas (Lepidoptera: Rhopalocera) en selva baja espinosa caducifolia de condición primaria y secundaria del ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México.

### **7.2. Objetivos Específicos**

- a) Elaborar una base de datos de las especies de mariposas diurnas (Rhopalocera).
- b) Comparar la variación en composición y diversidad de las mariposas diurnas entre selva baja espinosa caducifolia de condición primaria y secundaria.
- c) Comparar composición y diversidad de las mariposas diurnas entre estaciones del año.
- d) Analizar la relación de variables climáticas y de cobertura vegetal con la abundancia y riqueza de especies de mariposas diurnas.



## 8. MATERIALES Y MÉTODOS

### 8.1. Área de estudio

La investigación se lleva a cabo en el ANP Altas Cumbres, la cual se localiza en la porción occidental del municipio de Victoria y una pequeña parte del oriente del municipio de Jaumave, en el centro del estado de Tamaulipas (Escobar *et al.*, 2014). Ubicada entre las coordenadas 98° 56' 19" y 99° 22' 33" de longitud Oeste y entre los 23° 25' 27 " y 23° 59' 03" de latitud Norte (Figura 1).

Esta región constituye un área en la confluencia de las regiones fisiográficas de la Sierra Madre Oriental y la Planicie Costera del Golfo Norte en México. Es también un área muy cercana a la línea geográfica del Trópico de Cáncer, lo que determina en gran parte la mezcla de componentes neotropicales y neárticos en la flora y fauna de la región. Los sitios estudiados presentan una interesante diversidad vegetal asociada a una muy diversa fauna incluyendo los lepidópteros (García-Jiménez *et al.*, 2009).

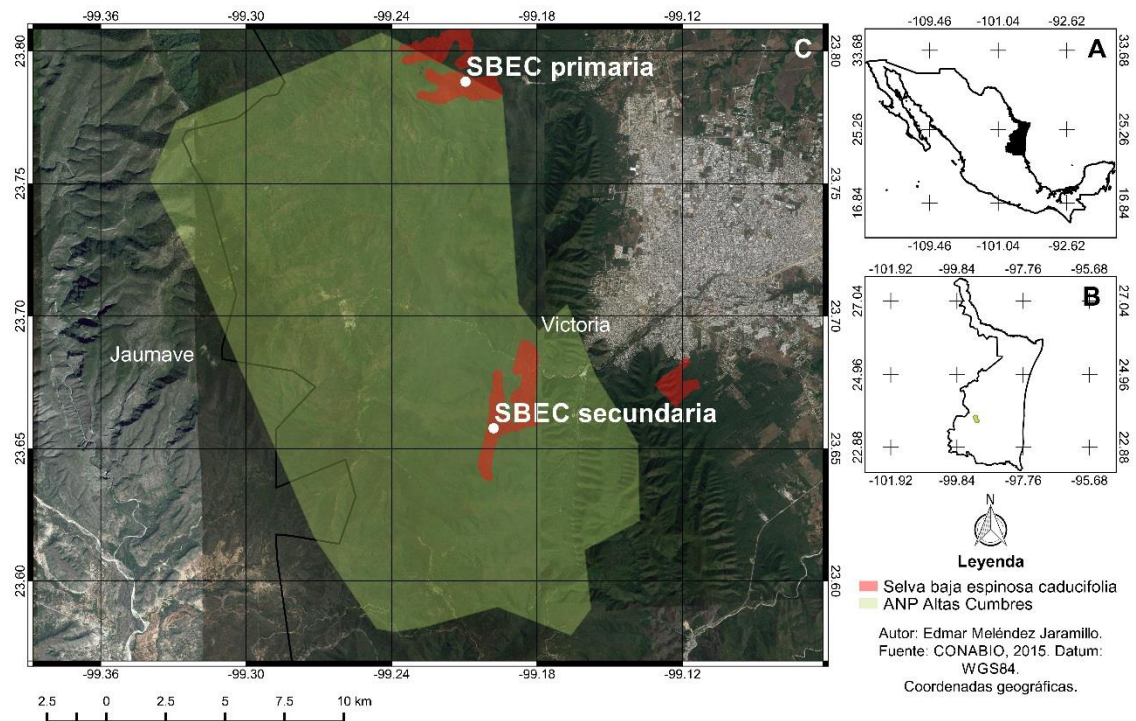
### 8.2. Ubicación de los sitios de estudio

Se determinaron dos localidades conectadas por un corredor biológico del ANP Altas Cumbres (Figura 1), ubicadas en zonas o puntos con prioridad alta para la conservación (Conabio, 2007), las cuales se detallan a continuación:

- 1) Cañón de La Peregrina: se ubica entre las coordenadas 23° 45' 30" N y 99° 18' 39" W, escogido por tener una vegetación de SBEC bien conservada.
- 2) Cañón del Novillo: ubicado entre las coordenadas 23° 41' 46" N y 99° 11' 48" W, seleccionado por mostrar una vegetación perturbada de SBEC.

Durante los meses de septiembre a noviembre de 2015 se realizó el análisis de las muestras preliminares obtenidas en el área de estudio. Se utilizó el modelo de Clench para calcular el tamaño mínimo de muestra a emplear, con base en el método y parámetros indicados por Jiménez & Hortal (2003). De acuerdo a dicho análisis se obtuvo un valor de entre 11 a 15 unidades muestrales

necesarias para registrar el 95% de la riqueza en cada localidad. Se designó cada uno de los 12 meses del año como unidad de muestreo.



**Figura 1.** Área de estudio y ubicación de las localidades de muestreo en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México.

### 8.3. Muestreo

Se realizaron muestreos mensuales para cada uno de los sitios, durante el periodo de diciembre del 2015 a noviembre del 2016, resultando un total de seis muestreos por temporada (seca y húmeda) por sitio, para un total de 24 unidades muestrales (6 muestreos x 2 temporadas del año x 2 sitios= 24 unidades muestrales). La recolecta de individuos se llevó a cabo mediante el uso de redes entomológicas aéreas. En cada sitio se efectuaron recorridos a lo largo de un transecto de 2 km, siguiendo las técnicas recomendadas por Villarreal *et al.* (2006). El tiempo de muestreo en cada localidad fue de nueve horas en el período comprendido de las 8:00 am a las 5:00 pm. Asimismo, a la par del uso de la red entomológica aérea, se llevó a cabo la recolecta usando trampas Van Someren-Rydon (Rydon, 1964). Se colocaron diez trampas a lo largo de un

transecto permanente de 500 m de longitud, a una distancia de 50 m una de otra, y entre 1 a 2.5 m de altura a partir del suelo.

#### **8.4. Variables ambientales**

En forma adicional, para cada uno de los sitios y fechas de colecta se registraron las siguientes variables ambientales:

- a) Temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) = TEM.
- b) Humedad relativa (%) = HR.
- c) Estrés térmico. Indica qué tan caliente se siente cuando la humedad se combina con temperatura, viento y luz solar directa o radiante, medida en  $^{\circ}\text{C}$  = ET.
- d) Punto de condensación. Es una medida de la humedad contenida en el aire, en  $^{\circ}\text{C}$  = PC.
- e) Temperatura húmeda. Basada en las mediciones de temperatura y humedad, como una medida de la tasa de evaporación = TH.
- f) Presión barométrica (inHg) = PB.
- g) Velocidad máxima del viento (km/h) = V-MAX.
- h) Velocidad promedio del viento. Promedio basado en cinco minutos de exposición a las corrientes de viento (km/h) = V-PROM.

Las mediciones fueron realizadas mediante una estación meteorológica portátil Kestrel 4200; dicho instrumento fue colocado a la sombra para tomar los datos y reiniciado antes de cada medición, dejando transcurrir 10 minutos antes de la toma de datos para obtener el valor promedio de la velocidad del viento.

#### **8.5. Muestreo de vegetación**

Con el fin de caracterizar las condiciones de la vegetación en el área de estudio, se utilizó el protocolo de muestreo de vegetación de Gentry (1982). Se eligió al azar un transecto en cada uno de los sitios de muestreo. A lo largo de cada transecto se establecieron 10 parcelas de 50 x 2 m, separadas cada 50 m y alternadas a cada lado del transecto, lo cual cubre un total de 1,000 m<sup>2</sup> por sitio. Cada transecto fue revisado dos veces por temporada (seca y húmeda) por sitio.

Se obtuvo el área basal (mediante DAP y altura), la cobertura (con el diámetro de la copa), la densidad total (individuos/ 1,000 m<sup>2</sup>) y la riqueza de especies para cada sitio. Estos atributos fueron seleccionados para tener una valoración de las características del hábitat (Arroyo & Mandujano, 2006; Arroyo *et al.*, 2007).

## **8.6. Procesamiento de las muestras y determinación taxonómica de los ejemplares**

Los ejemplares recolectados fueron montados de acuerdo con el procedimiento descrito de Andrade *et al.* (2013). Para la determinación taxonómica se consultaron las obras de Scott (1986), De la Maza (1987), Llorente *et al.* (1997), Luis *et al.* (2003a), Allen *et al.* (2005), Garwood & Lehman (2005), Wagner (2005), Glassberg (2007), Vargas *et al.* (2008) y Luis *et al.* (2010), asimismo, se tomó como referencia la lista interactiva y el ordenamiento filogenético de Warren *et al.* (2012). Todos los ejemplares fueron rotulados y depositados en la colección entomológica del Departamento de Conservación de la Facultad de Ciencias Forestales, UANL.

## **8.7. Análisis de datos**

La variación de mariposas diurnas (abundancia, riqueza y diversidad) en el área de estudio fue abordada desde dos puntos de vista:

- 1) Variación a nivel comunidad y análisis general de las especies.
- 2) Variación de cada una de las especies en relación a las variables climáticas y de cobertura vegetal.

Para cada enfoque, se incluyen los análisis y métodos empleados.

### **8.7.1. Variación a nivel de comunidad y análisis general de las especies**

#### **8.7.1.1. Abundancia**

La medición de abundancia se cuantificó con base en el número total de individuos recolectados para cada sitio y temporada del año. Se consideraron cinco categorías de especies en función de la abundancia total registrada: raras (especies con un ejemplar), escasas (de 2 a 5), frecuentes (de 6 a 21), comunes

(desde 22 hasta 81), y abundantes (con 82 ejemplares o más) (Lamas, 1984; Krebs, 1985; Luis & Llorente, 1990; Luna-Reyes & Llorente, 2004; Luna-Reyes *et al.*, 2010). Para corroborar las diferencias significativas entre la abundancia asociada a cada condición, así como a cada temporada del año, se realizaron pruebas no paramétricas de Mann-Whitney, mediante el programa PAST versión 1.94b (Hammer *et al.*, 2001). Las temporadas del año se definieron previamente mediante la agrupación de los 12 meses de colecta en función de los valores de precipitación y temperatura registrados en las estaciones meteorológicas ubicadas en el Cañón de La Peregrina y en el Cañón del Novillo; los criterios para diferenciar cada una de las temporadas fueron los siguientes: 1) Temporada Seca: meses con mínima precipitación y temperatura moderada, y 2) Temporada Húmeda: meses con alta precipitación y máxima temperatura. Los datos mensuales se obtuvieron del sitio en línea del Servicio Meteorológico Nacional.

#### **8.7.1.2. Riqueza observada y estimada de especies**

Como medida de riqueza específica se empleó el número total de especies obtenido para cada sitio y temporada del año. Además, se empleó una prueba de permutación para determinar variaciones significativas en el número de especies, mediante el programa PAST versión 1.94b (Hammer *et al.*, 2001).

Para calcular el número potencial de especies se utilizaron los estimadores no paramétricos de Chao 1 y Jackknife 1; estos índices se eligieron de acuerdo a: 1) no se asume previamente un modelo de distribución de abundancia, 2) son robustos en el cálculo de la estimación mínima de riqueza específica, 3) son necesarios como medida complementaria en los análisis de biodiversidad, y 4) Chao 1 está basado en datos de abundancia de las especies raras (singletons y doubletons) mientras que Jackknife 1 es un índice conservador basado en datos de incidencia (presencia-ausencia) de aquellas especies encontradas solamente en una muestra (uniques) (Magurran, 2004; Hortal *et al.*, 2006; Villarreal *et al.*, 2006; Gotelli & Colwell, 2011), de manera que el uso de ambos índices aporta un rango estimado de la riqueza específica. Los estimadores se calcularon mediante 100 aleatorizaciones sin reemplazamiento en el programa EstimateS 8.2

(Colwell, 2009), con base en la abundancia de las especies registradas por cada unidad de muestreo, y se obtuvieron para cada uno de los sitios de estudio y temporadas del año.

Para complementar la estimación de riqueza, y como medida para el análisis de la eficiencia del muestreo, se empleó el modelo de Clench de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$v_2 = (a \cdot v_1 / (1 + (b \cdot v_1)))$$

Donde:

$v_2$  = número de especies

$v_1$  = número de muestras

$a$  = tasa de incremento de nuevas especies al comienzo del inventario

$b$  = parámetro asociado con la forma de la curva

El ajuste de esta función se realizó en el programa STATISTICA 8.0 (StatSoft Inc., 2007) mediante el método de estimación no lineal, usando el algoritmo Simplex y Quasi Newton de acuerdo al método descrito por Jiménez & Hortal (2003); para ello se emplearon el número de unidades de esfuerzo de muestreo (Samples) y el número de especies promedio acumuladas (Sobs) que se obtuvieron mediante aleatorización (100 veces) en el análisis de riqueza potencial realizado previamente en el programa EstimateS 8.2. Para determinar el ajuste de los datos al modelo, se utilizó el valor obtenido del coeficiente de determinación ( $R^2$ ), el cual constituye una medida descriptiva de la proporción de varianza explicada por la función; sus valores van de 0 a 1, y entre más cercano sea  $R^2$  a 1, mayor será el ajuste de la función a los datos. Después de realizar el ajuste se calculó el valor de la pendiente de la curva de acumulación, que permite medir la calidad del inventario realizado, siendo confiables los valores menores a 0.5; este valor se obtuvo mediante:

$$\text{Pendiente} = a / (1 + b \cdot v_1)^2$$

Donde:

$v_1$  = número de muestras

$a$  = parámetro ajustado

$b$  = parámetro ajustado

Por último, la riqueza potencial de acuerdo al modelo de Clench se obtuvo del radio del parámetro ajustado ( $a$ ) entre el parámetro ajustado ( $b$ ). Esto es, riqueza estimada =  $a/b$ . El coeficiente de determinación, y la riqueza potencial según el modelo de Clench, fueron calculados siguiendo los métodos anteriores para cada sitio de estudio y temporada del año.

#### **8.7.1.3. Diversidad alfa**

Los índices de diversidad en su mayoría poseen un valor o superíndice  $q$ , asociado con la sensibilidad que presentan hacia las especies comunes o raras; este valor  $q$  se conoce como “orden” de diversidad. Todos los índices con valores de  $q$  mayores a la unidad favorecen de manera desproporcionada a las especies abundantes, mientras que aquellos índices con valores menores a uno favorecen a las especies raras (Jost, 2006; 2007; Gotelli & Chao, 2013). La diversidad de orden cero ( $q = 0$ ) es completamente insensible a la frecuencia (abundancia) de especies y se conoce como riqueza específica, la cual fue calculada con anterioridad:

${}^0S$  = Riqueza de especies, o riqueza específica

Donde:

$0$  = valor de orden cero

Sin embargo, para este estudio se consideró a la diversidad como una medida de asociación o relación entre la abundancia y el número de especies. Por lo tanto, para su medición se utilizaron el índice de dominancia de Simpson y el índice de entropía o incertidumbre de Shannon. Además, ambos índices fueron transformados a un valor de diversidad verdadera, con el objetivo de obtener el número efectivo de especies si la comunidad fuera totalmente



equivalente (Jost, 2006; 2007). Estos nuevos valores constituyen los Números de Hill, de 2° (Simpson) y 1° orden (Shannon). Tomando en cuenta que dichos números poseen unidades comunes de riqueza de especies, fueron proyectados en una gráfica simple en función del valor de  $q$ , para los sitios y estaciones en el área de estudio. Esta representación gráfica se conoce como perfil de diversidad (riqueza efectiva de especies vs orden de diversidad  $q$ ) y proyecta toda la información sobre la distribución de abundancia de las especies en un ensamblaje (Gotelli & Chao, 2013). La curva del perfil de diversidad es una función decreciente de  $q$  (Hill, 1973). Por ende, entre más desigual/ irregular es la distribución de las abundancias relativas, más pronunciado/ abrupto es el descenso de la curva; para un ensamblaje perfectamente equitativo, la curva del perfil es constante a nivel de la riqueza de especies (Gotelli & Chao, 2013). La diversidad alfa se calculó para cada sitio, así como para cada estación; además, se utilizó una prueba de permutación para determinar variaciones significativas en la diversidad mediante el programa PAST versión 1.94b (Hammer *et al.*, 2001).

#### **8.7.1.3.1. Índice de dominancia Simpson**

El índice de dominancia de Simpson manifiesta la probabilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie y está fuertemente influido por las especies más dominantes en abundancia (Moreno, 2001; Villarreal *et al.*, 2006).

$$D = \frac{n_i (n_i - 1)}{N (N - 1)}$$

Donde:

D= Índice de dominancia Simpson

$n_i$ = Número de individuos en la  $i$ -ésima especie

N= Número total de individuos

Sin embargo, el resultado del índice constituye una probabilidad y no un valor de diversidad; además, a medida que se incrementa el valor del índice de dominancia de Simpson (entre 0 y 1), la diversidad disminuye (Magurran, 2004).



Por lo tanto, se calculó también la diversidad verdadera para este índice, o número de Hill de 2° orden (Jost, 2006; 2007; Gotelli & Chao, 2013):

$${}^2H = 1/D$$

Donde:

${}^2H$  = Número de Hill de segundo orden

D = Dominancia de Simpson

#### **8.7.1.3.2. Índice de Shannon**

El índice de Shannon constituye una medida de entropía, es decir, la incertidumbre en la identidad de las especies de una muestra (Jost, 2006; 2007). Expresa la uniformidad de los valores de importancia (abundancia) a través de todas las especies muestreadas. Este índice adquiere valores entre cero cuando hay una sola especie y el logaritmo de S (riqueza total) cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Moreno, 2001; Villarreal *et al.*, 2006). En la práctica, los valores de Shannon se encuentran normalmente entre 1.5 y 3.5, y raramente sobrepasan un valor de 4 en comunidades muy diversas (Margalef, 1972).

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Donde:

ln = Logaritmo natural

$p_i$  = Abundancia proporcional de cada especie, es decir =  $(n_i/N)$

Donde:

$n_i$  = Abundancia de la i-esima especie

N = Abundancia total

Además del cálculo anterior, el valor de entropía de Shannon fue transformado a su equivalente de diversidad verdadera. Este índice presenta un valor u orden de  $q = 1$ , y se conoce también como Número de Hill de 1° orden. Por lo tanto, toma en cuenta la frecuencia de todas las especies en forma

equitativa, sin favorecer a las especies comunes o raras (Jost, 2006; 2007; Gotelli & Chao, 2013):

$$e^{H'}$$

Donde:

$e$  = valor constante, 2.718

$H'$  = Índice de Shannon

#### 8.7.1.3.3. Análisis SHE

El análisis de SHE es una técnica que integra las contribuciones relativas de la riqueza y la uniformidad como estimadores de la diversidad de la comunidad (Perdomo *et al.*, 2004). SHE resulta de la contribución relativa de la riqueza y de la uniformidad en el índice de diversidad [ $H' = \ln(S) + \ln(E)$ ]. Tiene las siguientes características: 1) La diversidad máxima ocurre cuando todas las especies están igualmente distribuidas ( $H'_{\text{Max}} = \ln(S)$ ), y 2)  $E$  está relacionada con  $H'$  por la ecuación  $E = e^{H'} / S$ . La ecuación  $H' = \ln(S) + \ln(E)$  indica que la diversidad  $H'$  se encuentra en su valor máximo ( $\ln(S)$ ), cuando el valor de desuniformidad ( $\ln(E)$ ) es pequeño debido a que  $E \leq 1$  y  $\ln(E)$  es  $\leq 0$ , en la muestra (Hayek & Buzas, 1997).

Los patrones de diversidad se calcularon con base en la riqueza de especies de mariposas diurnas observada ( $S$  = número de especies por muestra;  $N$  = densidad o número de individuos por especie). Se calculó el índice de Shannon ( $H' = -\sum p_i \ln(p_i)$ ), donde:  $p_i$  es la proporción de todos los individuos de la  $i$ -ésima especie en la muestra,  $\ln(p_i)$  es el logaritmo natural de  $p_i$ ;  $\exp(H')$  es el valor transformado del índice de Shannon (Magurran, 2004) y la uniformidad de Buzas y Gibson ( $E = e^{H'} / S$ ; abundancia proporcional por especie en cada muestra) (Hayek & Buzas, 1997). Los datos fueron integrados por medio del análisis de SHE (SHE:  $S$  = riqueza,  $H'$  = diversidad,  $E$  = uniformidad) (Hayek & Buzas, 1997).

#### **8.7.1.4. Diversidad beta: índice de Bray-Curtis (índice cuantitativo de Sørensen)**

La diversidad beta, conocida también como diversidad entre hábitats, es el grado de reemplazo de especies o cambio biótico a través de gradientes ambientales (Moreno, 2001; Villarreal *et al.*, 2006). De esta forma, la diversidad aumenta a medida que el valor del índice decrece (Magurran, 2004).

El índice de similitud de Bray-Curtis (índice cuantitativo de Sørensen) relaciona la abundancia de las especies compartidas con la abundancia total en las dos muestras, y sus valores van de 0 (cuando las comunidades son totalmente diferentes) a 1 (cuando son idénticas) (Magurran, 2004). Por ello constituye una medida robusta para el análisis de la semejanza biótica entre comunidades cuando se tienen datos de abundancia (Magurran, 2004).

$$CN = \frac{2 jN}{(Na + Nb)}$$

Donde:

Na= Número total de individuos en el sitio A

Nb= Número total de individuos en el sitio B

jN= Suma de la más baja de las dos abundancias registradas para las especies encontradas en ambos sitios.

Para medir la similitud entre condiciones (conservada y perturbada) de SBEC y temporadas (seca y húmeda) se empleó el software PAST versión 1.94b (Hammer *et al.*, 2001).

Posteriormente, se aplicó un análisis de correspondencias simple (AC) a una tabla de contingencia que contenía las frecuencias de presencia de las especies de mariposas para cada temporada por condición de SBEC. El resultado fue un diagrama cartesiano basado en la asociación entre las variables analizadas (Manly, 1998) que permitió visualizar el grado de asociación de las especies y sus preferencias de hábitat, generado en el paquete STATISTICA 8.0.

### 8.7.2. Asociación de las especies con variables ambientales

En este estudio se realizó el muestreo mediante un transecto de longitud no definida para cada uno de los sitios, en cada uno de los meses del año. Es por ello que para este análisis se tomaron en cuenta la combinación de sitio-mes para definir 24 unidades de muestreo (2 x 12), en adelante referidas como “unidades de evaluación”. Posteriormente, para medir el grado de asociación de las especies con las variables ambientales registradas en cada una de las 24 unidades de evaluación, se utilizó el índice de marginalidad media (OMI, por sus siglas en inglés).

El índice de marginalidad media es una técnica de ordenación multivariada diseñada para estudios de gradientes y es muy similar al análisis de correspondencia canónica ya que la varianza de la presencia de las especies es maximizada a lo largo de ejes de ordenación derivados de datos ambientales (Dolédec *et al.*, 2000; Dray *et al.*, 2003); para seleccionar estos ejes se utilizan los eigenvalores, que representan la variación de dicho eje. Normalmente, los eigenvalores más grandes (mayores a 1.0) son los que presentan la mayor variación, y por lo tanto son utilizados para el análisis e interpretación de los resultados (Wold *et al.*, 1987), aunque también pueden seleccionarse aquellos que presenten en conjunto una mayor varianza acumulada (Jolliffe, 2002). Como primer resultado del análisis se obtiene un valor de Inercia total (InerO) el cual es una medida proporcional a la marginalidad promedio de las especies y representa una cuantificación de la influencia de las variables ambientales en la separación del nicho de las especies. Posteriormente, el análisis descompone la inercia asociada con la distribución de una especie (Inercia total= InerO) en tres parámetros principales, que se describen a continuación (Dolédec *et al.*, 2000; Thuiller *et al.*, 2004; Randa & Yunker, 2006; Tsiftsis *et al.*, 2008; Galassi *et al.*, 2009):

1) Índice de marginalidad media, o “marginalidad” = OMI. Mide la marginalidad de las especies, lo cual es interpretado como la desviación de las condiciones ambientales promedio usadas por las especies y las condiciones

ambientales promedio para toda el área de estudio. Por ello, se asume que las especies con valores altos de marginalidad están influenciados por un subconjunto de variables ambientales determinadas; baja marginalidad indica que no hay una respuesta particular de una especie a las variables ambientales; dichas especies tienden a ser más comunes a través de toda el área de estudio. Las especies con altos valores de OMI tienen nichos marginales (ocurren en hábitats atípicos dentro de una región) mientras que los que tienen bajos valores tienen nichos no marginales (ocurren en hábitats típicos).

2) Tolerancia = T1. Corresponde a la dispersión de los sitios de muestreo (unidades de evaluación) que contienen a una especie, a lo largo de un gradiente ambiental (por ejemplo la amplitud de hábitat de la especie). Se define también como una función del número de sitios a los cuales una especie está asociada y la localización de esos sitios a lo largo del gradiente ambiental. El valor de T1 es similar o análogo al concepto de amplitud de nicho: altos valores de tolerancia representan mayor amplitud de nicho, en donde las especies se distribuyen en hábitats con condiciones ampliamente variables (generalistas), mientras que los valores bajos de tolerancia indican una menor amplitud de nicho donde una especie se distribuye en hábitats con un rango limitado de condiciones (especialistas).

3) Tolerancia residual = T2. Representa la proporción de la variabilidad en el hábitat que no es explicada por las variables ambientales medidas, o bien, que no es tomada en cuenta por el gradiente principal; puede definirse también como la varianza en el nicho de las especies que no es tomada en cuenta por los ejes de la marginalidad. Este valor ayuda a determinar la confiabilidad de un conjunto de condiciones ambientales para la definición del nicho de cada especie.

En adición a lo anterior, es necesario establecer la significancia estadística de la marginalidad de cada especie. El valor crítico se estableció en 0.05 y para ello se utilizó una simulación de Monte Carlo (Metropolis & Ulam, 1949; Dolédec *et al.*, 2000): mediante esta prueba, las marginalidades observadas son comparadas estadísticamente con 10,000 valores de permutaciones aleatorias

de las marginalidades de las especies. La frecuencia de las permutaciones aleatorias con valores más grandes que el observado se usan para rechazar la hipótesis nula de que las condiciones ambientales no afectan la distribución de las especies, o de que las especies están distribuidas de manera equitativa en relación a las variables ambientales (Dolédec *et al.*, 2000; Randa & Yunker, 2006; Tsiftsis *et al.*, 2008; Galassi *et al.*, 2009).

El índice de marginalidad media presenta ciertas ventajas frente a otros modelos multivariados. En primer lugar, es un análisis robusto que puede emplearse con diferentes curvas de respuesta de las especies a los gradientes ambientales, ya sean unimodales, lineares, no lineares, o mezcla de varios tipos. Además, no se ve afectado ni sesgado por altas o escasas abundancias o presencias de especies en los sitios de evaluación. Sus interpretaciones además son robustas a la multicolinealidad entre las variables explicatorias (Dolédec *et al.*, 2000; Choler & Michalet, 2002; Thuiller *et al.*, 2004; Randa & Yunker, 2006; Tsiftsis *et al.*, 2008).

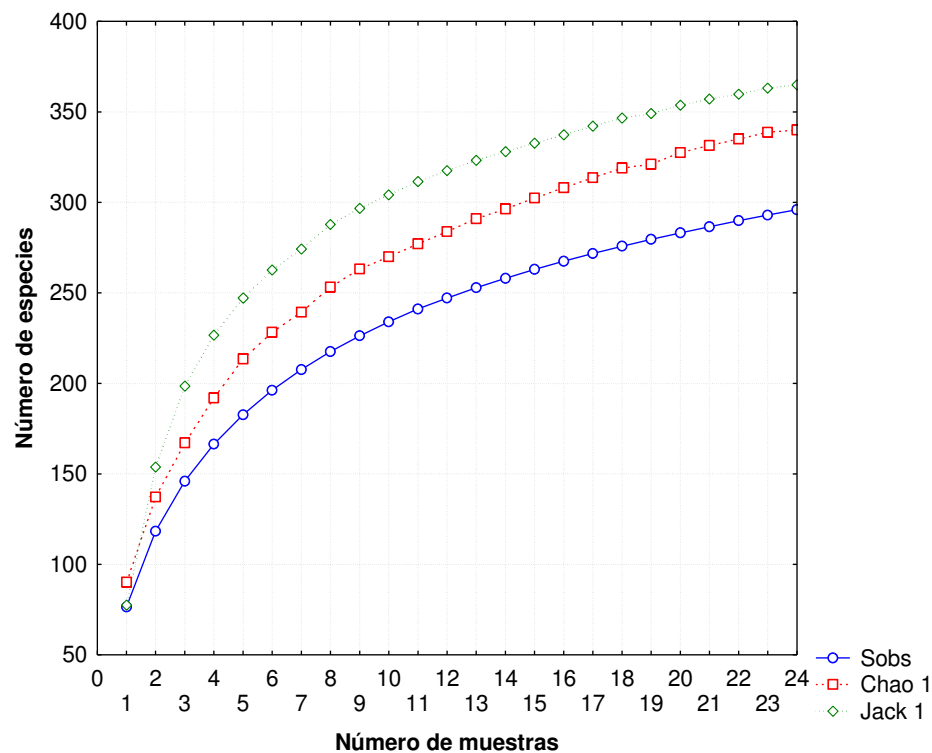
Todos los procedimientos de este análisis fueron realizados en el programa ADE-4 (Thioulouse *et al.*, 1997; 2001). Como datos de entrada se emplearon las abundancias de cada una de las 296 especies registradas en cada una de las 24 unidades de evaluación. Además, se utilizó otra matriz con los valores de cada una de las nueve variables ambientales registrada en cada una de las 24 unidades.

## 9. RESULTADOS

### 9.1. Variación a nivel comunidad y análisis general de las especies

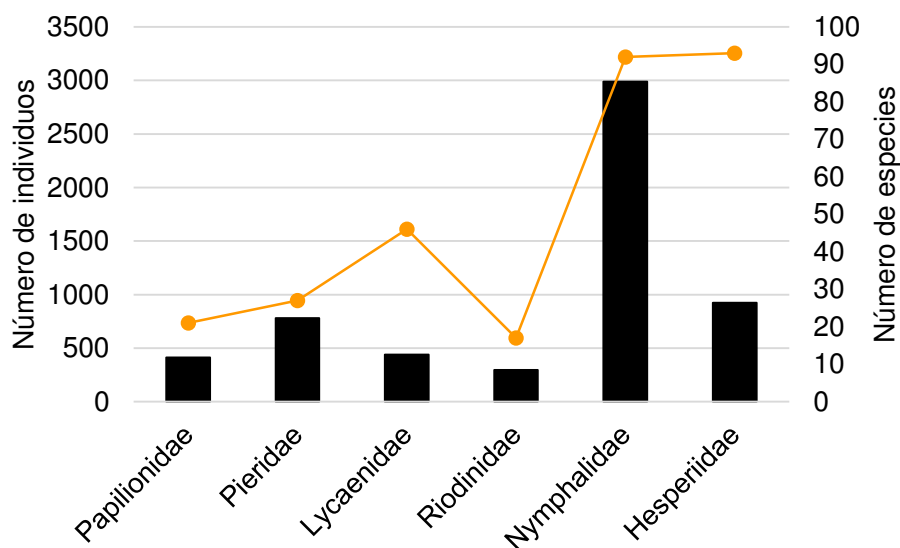
#### 9.1.1. Mariposas diurnas en selva baja espinosa caducifolia del ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México

Durante el periodo comprendido entre diciembre del 2015 a noviembre del 2016 se recolectaron 24 muestras, obteniéndose un total de 5,842 ejemplares, distribuidos en 296 especies, 175 géneros, 35 tribus, 20 subfamilias y seis familias de mariposas diurnas. La riqueza potencial según los estimadores no paramétricos fue de entre 339.97 a 365 especies (Figura 2); por lo tanto, la riqueza observada en relación a dichos estimados fue de 81.1 a 87.07%. Por otra parte, según el modelo de Clench se obtuvo un estimado de 340.02 especies, mientras que la evaluación de mariposas diurnas en el área, es poco confiable (pendiente= 0.589), con una proporción faunística inventariada del 87.05%.



**Figura 2.** Curva de acumulación de especies de mariposas diurnas en selva baja espinosa caducifolia del ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México.

La familia con mayor número de individuos en el área fue Nymphalidae, con 51.16% (2,989 ejemplares) de la abundancia total de mariposas diurnas en selva baja espinosa caducifolia del ANP Altas Cumbres, seguida de Hesperidae con el 15.83% (925 ejemplares). Las menores abundancias se registraron en las familias Pieridae (13.33%, 779 ejemplares), Lycaenidae (7.55%, 441 ejemplares), Papilionidae (7.05%, 412 ejemplares) y Riodinidae (5.07%, 296 ejemplares) (Figura 3). En relación con la riqueza específica, Hesperidae concentró el 31.42% (93 especies) de las 296 especies encontradas en selva baja espinosa caducifolia; los valores inferiores se observaron en Nymphalidae (31.08%, 92 especies), Lycaenidae (15.54%, 46 especies), Pieridae (9.12%, 27 especies), Papilionidae (7.09%, 21 especies) y finalmente Riodinidae con solo 17 especies (5.74% de la riqueza total observada) (Figura 3).



**Figura 3.** Abundancia (columnas) y número total de especies (líneas) por familias de mariposas diurnas en selva baja espinosa caducifolia del ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México.

Por otra parte, ocho especies fueron ubicadas en la categoría de “abundantes” al registrar valores superiores a los 82 individuos, y que en conjunto representaron el 15.94% (931 ejemplares) de la abundancia total registrada en selva baja espinosa caducifolia. De estas ocho especies, *Memphis pithyusa pithyusa* (178 ejemplares) y *Fountainea glycerium glycerium* (131) fueron las más



numerosas, seguidas por *Anaea aidea* (110), *Chlosyne janais janais* (109), *Siproeta stelenes biplagiata* (107), *Biblis hyperia aganisa* (102), *Dryas iulia moderata* y *Phoebis agarithe agarithe* (ambas con 97 ejemplares). El 65.23% (3,811 ejemplares) de la abundancia total estuvo concentrada en 79 especies categorizadas como “comunes”, 13.23% (773 ejemplares) en 74 especies “frecuentes”, 4.72% (276 ejemplares) en 84 especies “escasas”, mientras que 51 especies se consideraron “raras” (0.87% del total). El valor de dominancia (D) en el área de estudio fue de 0.027, lo cual representa una diversidad verdadera ( $1/D$ ) de 37.42. Para el índice de Shannon ( $H'$ ) se obtuvo un valor de 4.027, con una diversidad ( $e^{H'}$ ) de 56.043.

#### **9.1.2. Variación de mariposas diurnas por condición de selva baja espinosa caducifolia en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México**

Durante el periodo de diciembre del 2015 a noviembre del 2016, fueron realizados 12 muestreos para cada una de las condiciones de selva baja espinosa caducifolia (SBEC), obteniéndose 2,448 ejemplares para la SBEC conservada, distribuidos en 287 especies, 171 géneros, 33 tribus, 20 subfamilias y seis familias. Su riqueza potencial según los estimadores no paramétricos fue de 360.24 a 375.92 especies; por lo tanto, la riqueza observada en relación a dichas estimaciones fue de 76.35 a 79.67%. Por otra parte, según el modelo de Clench se obtuvo un estimado de 382.51 especies, mientras que la evaluación de mariposas diurnas en el área, es poco confiable (pendiente= 0.756), con una proporción faunística inventariada del 75.03% (Cuadro 2, Figura 4).

De manera similar, para la SBEC perturbada, se recolectaron 3,394 ejemplares distribuidos en 218 especies, 137 géneros, 34 tribus, 19 subfamilias y seis familias. Su riqueza potencial fue de 221.96 a 255.54 especies; por lo tanto, la riqueza observada fue de 85.31 a 98.22%. Según el modelo de Clench se obtuvo un estimado de 268.75 especies, mientras que la evaluación en el área es más confiable (pendiente= 0.422), al obtenerse una proporción del 81.12% (Cuadro 2, Figura 5), por lo que, la probabilidad de encontrar nuevos registros, es mayor en la SBEC conservada que en la perturbada.

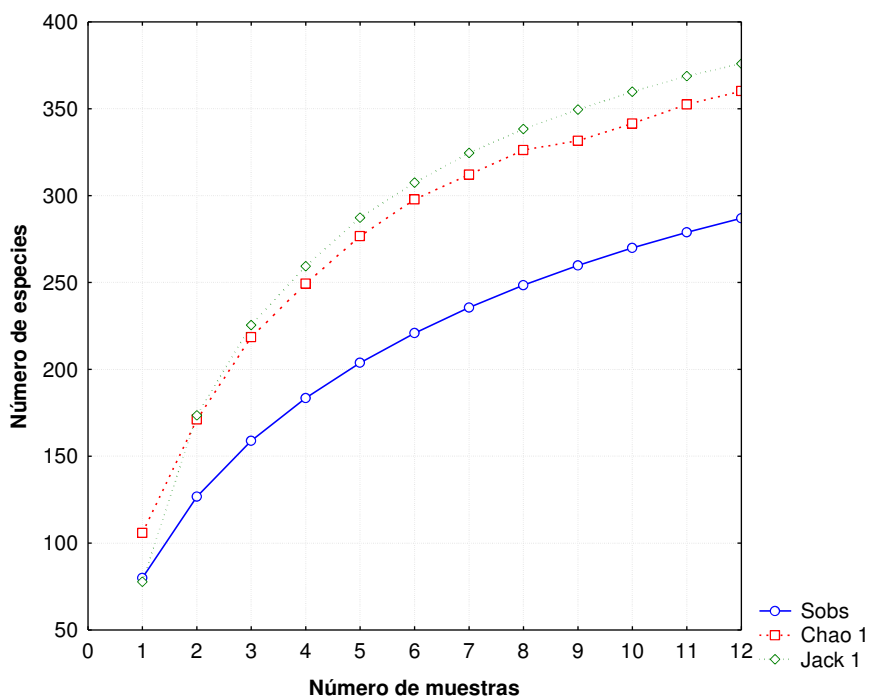
**Cuadro 2.** Variación de parámetros ecológicos de las mariposas diurnas por condición de selva baja espinosa caducifolia (SBEC) en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México.

Parámetros ecológicos	SBEC conservada	SBEC perturbada
S obs	287 <sub>ab</sub>	218 <sub>ab</sub>
N	2,448 <sub>ab</sub>	3,394 <sub>ab</sub>
<b>S est</b>		
Chao 1	360.24	221.96
Jackknife 1	375.92	255.54
S obs en relación a S est	76.35 – 79.67%	85.31 – 98.22%
<b>Modelo de Clench</b>		
R <sup>2</sup>	0.997	0.999
Riqueza estimada	382.51	268.75
Pendiente	0.756	0.422
Representatividad	75.03%	81.12%
<b>Diversidad</b>		
D	0.024 <sub>ab</sub>	0.029 <sub>ab</sub>
1/D	40.861 <sub>ab</sub>	34.514 <sub>ab</sub>
H'	4.075 <sub>ab</sub>	3.979 <sub>ab</sub>
e <sup>H'</sup>	58.801 <sub>ab</sub>	53.415 <sub>ab</sub>

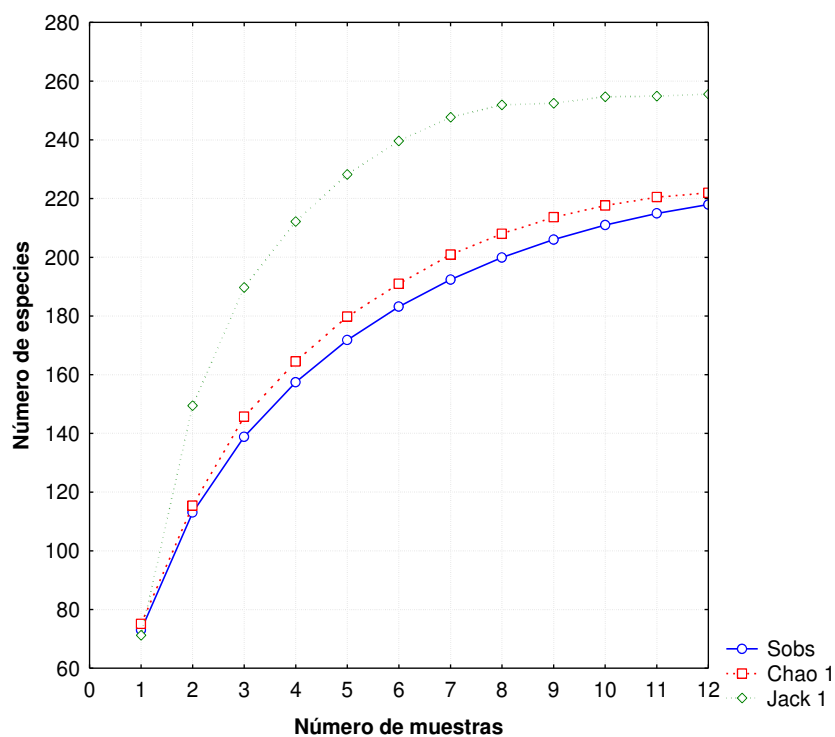
S obs= Riqueza observada; N= Abundancia; S est= Riqueza estimada; D= Índice de dominancia de Simpson; 1/D= índice de diversidad de Simpson (recíproco de Simpson); H'= Índice de Shannon; e<sup>H'</sup>= Diversidad de Shannon.

\*Valores de riqueza, abundancia y diversidad con letras diferentes entre columnas son significativamente diferentes entre sí (p< 0.05).

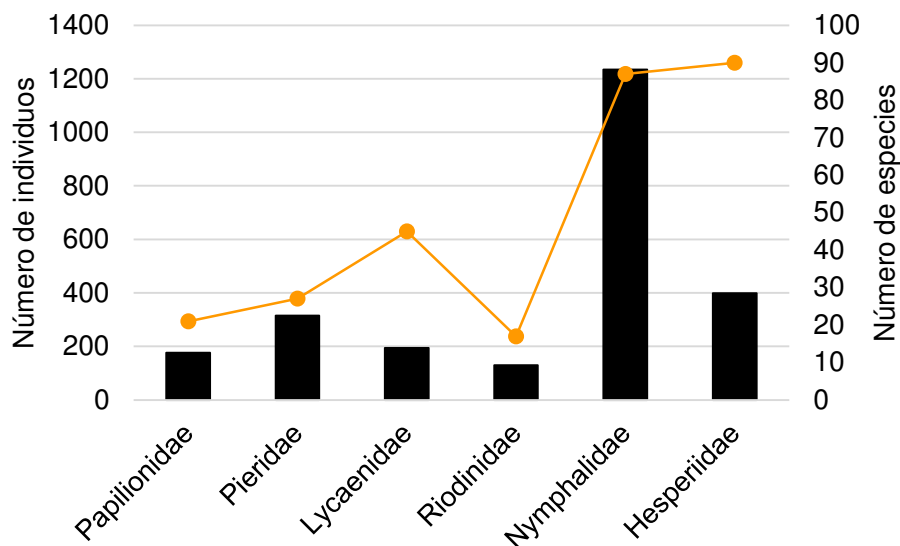
Las pruebas de Mann-Whitney tanto para la abundancia como para la riqueza específica asociada a cada condición de SBEC, no revelaron diferencias estadísticas significativas (Cuadro 2). Por otro lado, la familia con mayor número de individuos en la SBEC conservada fue Nymphalidae, con 50.41% (1,234 ejemplares) de la abundancia total de mariposas diurnas recolectadas. En relación con la riqueza específica, Hesperidae concentra el mayor número con 31.36% (90 especies) de las 287 especies encontradas (Figura 6). De manera similar, para SBEC perturbada, la familia con mayor abundancia, así como de número de especies encontradas, corresponde a Nymphalidae, con 51.71% (1,755 ejemplares) del número total de individuos recolectados, y 35.32% (77 especies) de las especies registradas (Figura 7).



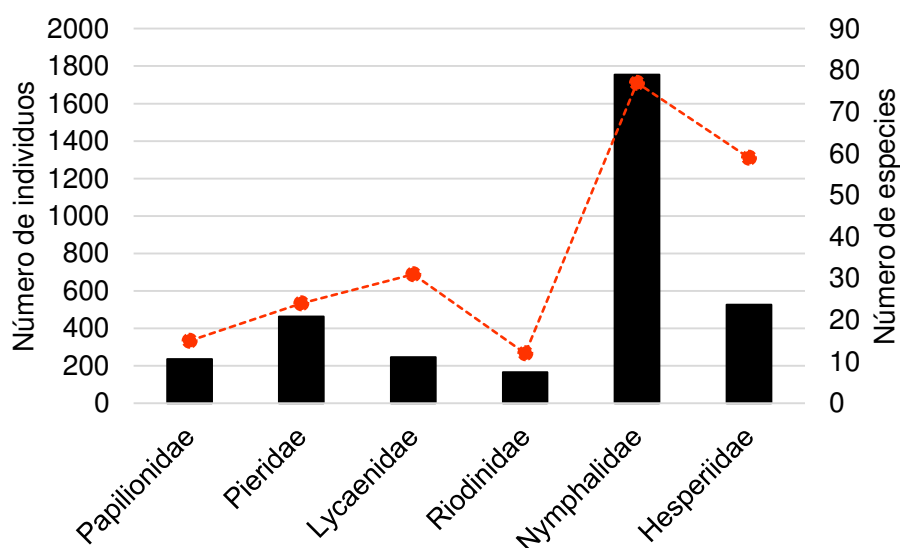
**Figura 4.** Curva de acumulación de especies de mariposas diurnas en SBEC conservada del ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México.



**Figura 5.** Curva de acumulación de especies de mariposas diurnas en SBEC perturbada del ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México.



**Figura 6.** Abundancia (columnas) y número total de especies (líneas) por familias de mariposas diurnas en SBEC conservada del ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México.



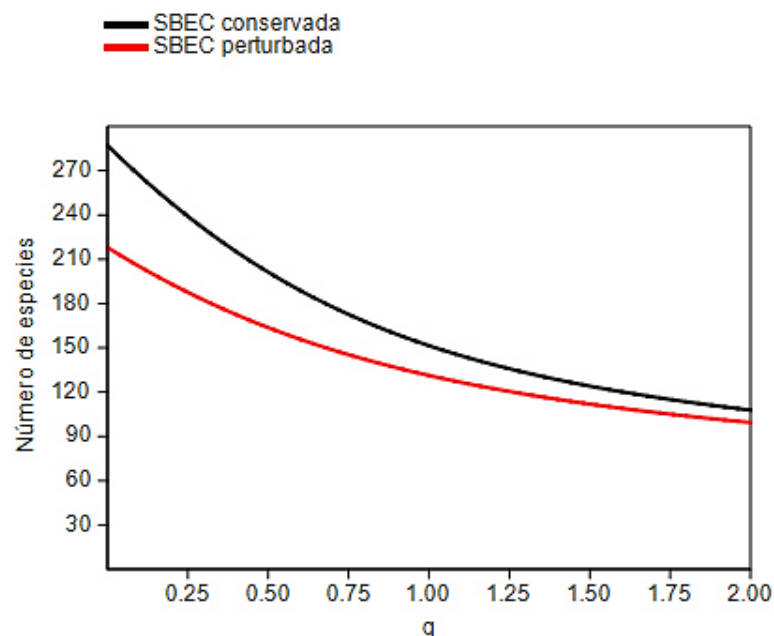
**Figura 7.** Abundancia (columnas) y número total de especies (líneas) por familias de mariposas diurnas en SBEC perturbada del ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México.

Para la SBEC conservada, 41 especies se encuentran ubicadas en la categoría de “comunes” al registrar valores superiores a los 22 individuos, y que en conjunto representan el 51.84% (1,269 ejemplares) de la abundancia total registrada en el área. De estas 41 especies, *Mimoides phaon phaon* (76

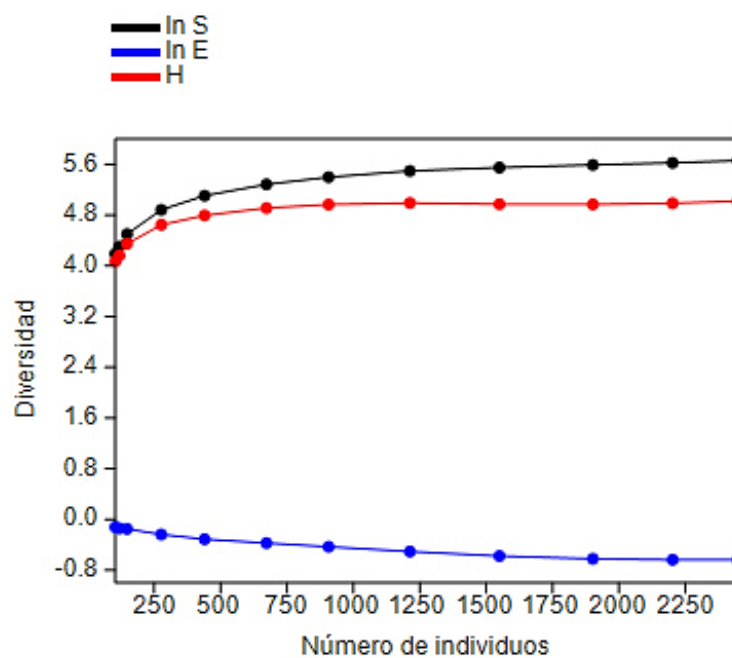
ejemplares) fue la más numerosa (ver Anexo 1). Destaca el bajo número de frecuentes (62 especies), así como la elevada proporción de escasas y raras (106 y 78 especies, respectivamente). La dominancia ( $D$ ) en el área fue de 0.024, lo cual representa una diversidad verdadera ( $1/D$ ) de 40.861. Para el índice de Shannon ( $H'$ ) se obtuvo un valor de 4.075, con una diversidad ( $e^{H'}$ ) de 58.801 (Cuadro 2, Figura 8).

Por otra parte, para la SBEC perturbada, 64 especies ubicadas como “comunes” representan el 71.54% (2,428 ejemplares) de la abundancia total registrada. De estas 64 especies, *Anaea aidea* (102 ejemplares) fue la más numerosa (ver Anexo 1). Es notable el elevado número de frecuentes y escasas (62 y 78 especies, respectivamente), y la baja proporción de raras (14 especies). La dominancia ( $D$ ) en el sitio fue de 0.029, lo cual representa una diversidad ( $1/D$ ) de 34.514. Para Shannon ( $H'$ ) se obtuvo un valor de 3.979, con una diversidad ( $e^{H'}$ ) de 53.415 (Cuadro 2, Figura 8). Las pruebas de Mann-Whitney para la diversidad asociada a cada condición de SBEC, no revelaron diferencias estadísticas significativas (Cuadro 2).

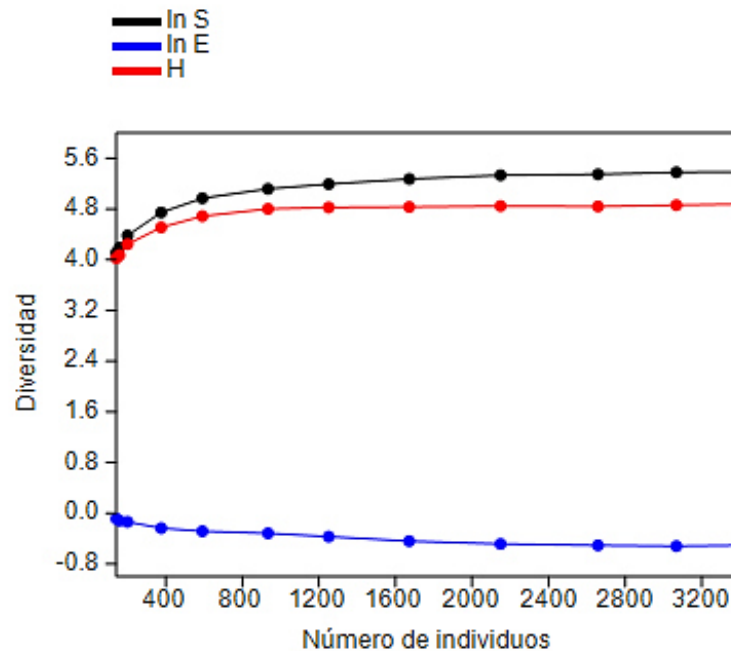
De acuerdo con los resultados obtenidos de los análisis SHE, la SBEC conservada mostró una distribución de la abundancia de mariposas diurnas del tipo Log-normal, donde el cociente  $\ln(S) + \ln(E)$  fue el más estable (Figura 9). Por otro lado, la SBEC perturbada presentó una distribución de Log-series, al ser el parámetro de diversidad ( $H$ ) el que se mantuvo más estable (Figura 10).



**Figura 8.** Perfil de diversidad para las dos condiciones de selva baja espinosa caducifolia, en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México.



**Figura 9.** Análisis SHE de la diversidad para la SBEC conservada del ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México.



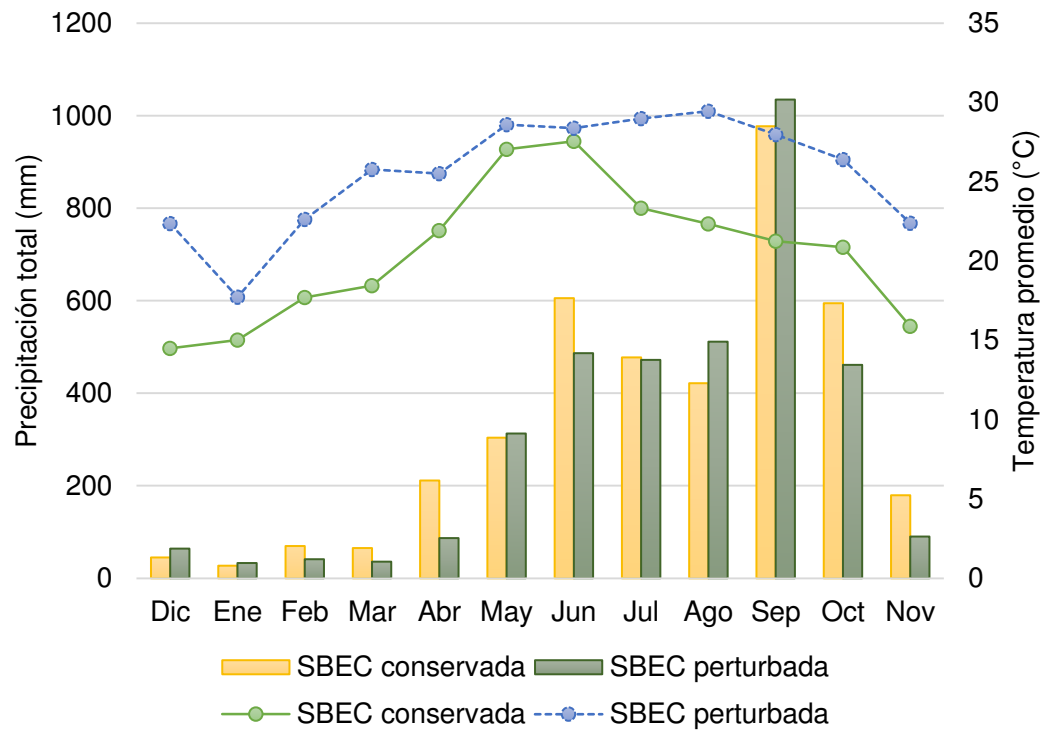
**Figura 10.** Análisis SHE de la diversidad para la SBEC perturbada del ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México.

La variación específica de mariposas diurnas por condición de selva baja espinosa caducifolia se abordará en la sección correspondiente. Sin embargo, a continuación se incluye un listado taxonómico de las especies y su abundancia total obtenida en cada estado de conservación (ver Anexo 1). En este caso, cada valor de abundancia considera el total anual registrado en cada sitio, de manera que no se incluye la variación temporal. Por ello, sólo constituye una referencia descriptiva sobre la presencia-ausencia y abundancia de las especies por estado de conservación de la selva baja espinosa caducifolia.

### **9.1.3. Variación temporal de mariposas diurnas en dos condiciones de selva baja espinosa caducifolia del ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México**

Los datos históricos de precipitación total mensual y temperatura media mensual (promedio de 2000 a 2013) se generaron para analizar visualmente la fluctuación de dichos parámetros a lo largo del periodo anual. En base a ello, los 12 meses de colecta fueron agrupados en dos temporadas (Figura 11): Temporada Seca (T. S.: diciembre, enero, febrero, marzo, abril y mayo), y

Temporada Húmeda (T. H.: junio, julio, agosto, septiembre, octubre y noviembre). Los datos mensuales de temperatura y precipitación mostraron una correlación positiva significativa ( $p < 0.05$ ) con la abundancia, y el número de especies de mariposas diurnas registradas por mes para cada condición de selva baja espinosa caducifolia en el ANP Altas Cumbres (Cuadro 3).



**Figura 11.** Régimen anual de precipitación y temperatura en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México. Se muestran los datos históricos (2000 a 2013) de la estación de la Peregrina (SBEC conservada) y la estación del Novillo (SBEC perturbada).

La abundancia, riqueza y diversidad de mariposas diurnas presentaron una variación significativa entre temporadas, obteniéndose los valores más altos durante la temporada húmeda, para ambas condiciones de selva baja espinosa caducifolia. El menor número de ejemplares para la SBEC conservada se registró durante la temporada seca (673 ejemplares), y se incrementó significativamente ( $p < 0.05$ ) hacia la temporada húmeda (1,775 ejemplares). Asimismo, la menor abundancia para la SBEC perturbada se registró durante la temporada seca (934



ejemplares), y aumentó de manera significativa ( $p < 0.05$ ) hacia la temporada húmeda (2,460 ejemplares) (Cuadro 4).

**Cuadro 3.** Análisis de correlación de Spearman de abundancia y riqueza de mariposas diurnas con la temperatura y precipitación del ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México.

	Temperatura (°C) SBEC conservada	Temperatura (°C) SBEC perturbada	Precipitación (mm) SBEC conservada	Precipitación (mm) SBEC perturbada
Abundancia	<b>0.867***</b>	<b>0.816***</b>	<b>0.865***</b>	<b>0.819***</b>
Riqueza	<b>0.869***</b>	<b>0.839***</b>	<b>0.865***</b>	<b>0.863***</b>

Valores de correlación en negritas son significativos (\*  $p < 0.05$ ; \*\*  $p < 0.01$ ; \*\*\*  $p < 0.001$ ).

Con respecto a la riqueza específica, el menor número de especies para la SBEC conservada se registró durante la temporada seca (197 especies); esta cifra se incrementó significativamente ( $p < 0.05$ ) hacia la temporada húmeda (229 especies). De igual manera, para la SBEC perturbada, el menor número de especies se presentó durante la temporada seca (167 especies), y aumentó de manera significativa ( $p < 0.05$ ) hacia la temporada húmeda (184 especies) (Cuadro 4). Los valores de riqueza estimada para la temporada húmeda en ambas condiciones de SBEC, resultaron ser muy cercanos a los valores de riqueza observada, obteniéndose proporciones de colecta superiores al 75%, asimismo, la representatividad por medio del modelo de Clench también fue superior al 75% para ambas condiciones de SBEC durante la temporada húmeda, con valores de pendiente mayores a 0.5 (Cuadro 4).

Por otra parte, para la temporada seca de ambas condiciones de SBEC, los valores de riqueza estimada se encontraron muy lejos de los valores de riqueza observada, obteniéndose proporciones de colecta inferiores al 75%, de igual manera, la representatividad por medio del modelo de Clench fue inferior al 75% para ambas condiciones durante la temporada seca, con valores de pendiente mayores a 0.5 (Cuadro 4). Lo anterior indica que la fauna de mariposas diurnas fue evaluada de manera más adecuada durante la temporada húmeda con respecto a la temporada seca, a pesar de que aún es posible que existan especies por ser registradas.

**Cuadro 4.** Variación temporal de parámetros ecológicos de las mariposas diurnas por condición de selva baja espinosa caducifolia (SBEC) en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México.

Parámetros ecológicos	SBEC conservada		SBEC perturbada	
	Temporada Seca	Temporada Húmeda	Temporada Seca	Temporada Húmeda
S obs	197 <sub>a</sub>	229 <sub>b</sub>	167 <sub>a</sub>	184 <sub>b</sub>
N	673 <sub>a</sub>	1775 <sub>b</sub>	934 <sub>a</sub>	2460 <sub>b</sub>
<b>S est</b>				
Chao 1	334.41	269.67	172.90	202.11
Jackknife 1	328.60	289.11	233.67	268.70
S obs en relación a S est	58.91 – 59.95%	79.21 – 84.92%	71.47 – 96.59%	68.48 – 91.04%
<b>Modelo de Clench</b>				
R <sup>2</sup>	0.999	0.984	0.999	0.987
Riqueza estimada	398.16	302.32	307.58	223.74
Pendiente	1.991	0.957	1.346	0.646
Representatividad	49.48%	75.75%	54.30%	82.24%
<b>Diversidad</b>				
D	0.034 <sub>a</sub>	0.015 <sub>b</sub>	0.042 <sub>a</sub>	0.016 <sub>b</sub>
1/D	29.037 <sub>a</sub>	68.926 <sub>b</sub>	23.563 <sub>a</sub>	64.481 <sub>b</sub>
H'	3.705 <sub>a</sub>	4.445 <sub>b</sub>	3.592 <sub>a</sub>	4.366 <sub>b</sub>
e <sup>H'</sup>	40.621 <sub>a</sub>	85.118 <sub>b</sub>	36.275 <sub>a</sub>	78.653 <sub>b</sub>

S obs= Riqueza observada; N= Abundancia; S est= Riqueza estimada; D= Índice de dominancia de Simpson; 1/D= índice de diversidad de Simpson (recíproco de Simpson); H' = Índice de Shannon; e<sup>H'</sup> = Diversidad de Shannon.

\*Valores de riqueza, abundancia y diversidad con letras diferentes entre columnas son significativamente diferentes entre sí (p< 0.05).

La menor diversidad se registró durante la temporada seca (1/D= 29.037; e<sup>H'</sup>= 40.621) para la SBEC conservada, ya que la mayor dominancia (D= 0.034) y el menor valor de entropía (H' = 3.705) se obtuvieron también en dicha estación. Por otro lado, la diversidad se incrementó significativamente en la temporada húmeda (1/D= 68.926; e<sup>H'</sup>= 85.118), obteniéndose así la menor dominancia (D= 0.015) y la mayor entropía (H' = 4.445) durante esta temporada (Cuadro 4).

Así mismo, para la SBEC perturbada, la menor diversidad se registró durante la temporada seca (1/D= 23.563; e<sup>H'</sup>= 36.275), con la mayor dominancia (D= 0.034) y el menor valor de entropía (H' = 3.592). La diversidad aumentó de manera significativa hacia la temporada húmeda (1/D= 64.481; e<sup>H'</sup>= 78.653),

obteniéndose también la menor dominancia ( $D= 0.016$ ) y la mayor entropía ( $H'= 4.366$ ) (Cuadro 4).

Por último, se muestra el resumen de la abundancia total registrada para cada especie en cada temporada por condición de SBEC (ver Anexo 1). Sin embargo, los valores no incluyen la variación por estado de conservación; por lo tanto, se incluye sólo como una referencia descriptiva de la incidencia y abundancia de las especies durante la temporalidad en el área de estudio.

#### **9.1.4. Diversidad beta de mariposas diurnas entre condiciones de selva baja espinosa caducifolia en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México**

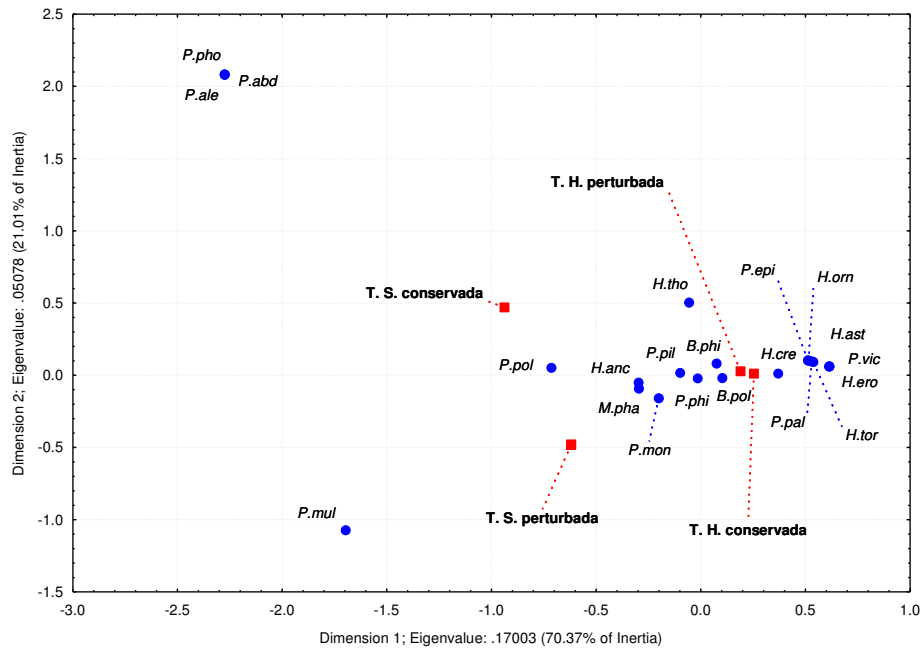
El índice de Bray-Curtis indicó una similitud faunística del 78.95% entre ambas condiciones de selva baja espinosa caducifolia, lo cual indica un elevado flujo de mariposas entre ambas comunidades, por lo cual, el número de especies representativas de cada condición debe ser muy bajo. Por otro lado, el índice de similitud mostró valores por debajo del 50% de semejanza entre las temporadas del año, para cada una de las condiciones de SBEC.

El Análisis de Correspondencia Simple mostró una asociación significativa entre la abundancia de las especies y las temporadas del año por condición de SBEC en que estas fueron colectadas ( $\chi^2= 1822.73$ ;  $g. l.= 885$ ;  $p= 0.000$ ). Los dos primeros ejes del análisis explicaron el 90.59% de la variación en dicha abundancia (Eje 1= 73.49%; Eje 2= 17.1%) y sugieren la presencia de tres patrones de mayor actividad de las especies. El primer conjunto se definió por las especies asociadas a la temporada seca en la SBEC conservada, y estuvo representado por *Parides photinus*, *Pterourus alexiares garcia* y *Pterourus garamas abderus* para Papilionidae (Figura 12), *Melete lycimnia isandra* para Pieridae (Figura 13), *Eumaeus toxea*, *Rekoa zebina*, *Strymon alea*, *Strymon bebrycia*, *Strymon cestri*, *Panthiades bathildis* y *Celastrina ladon* para Lycaenidae (Figura 14), *Euselasia eubule* y *Apodemia walkeri* para Riodinidae (Figura 15), *Dryadula phaetusa*, *Heliconius ismenius telchinia*, *Adelpha paraena massilia*, *Anthanassa ptolyca*, *Castilia myia*, *Fountainea euryppyle confusa* y *Memphis*

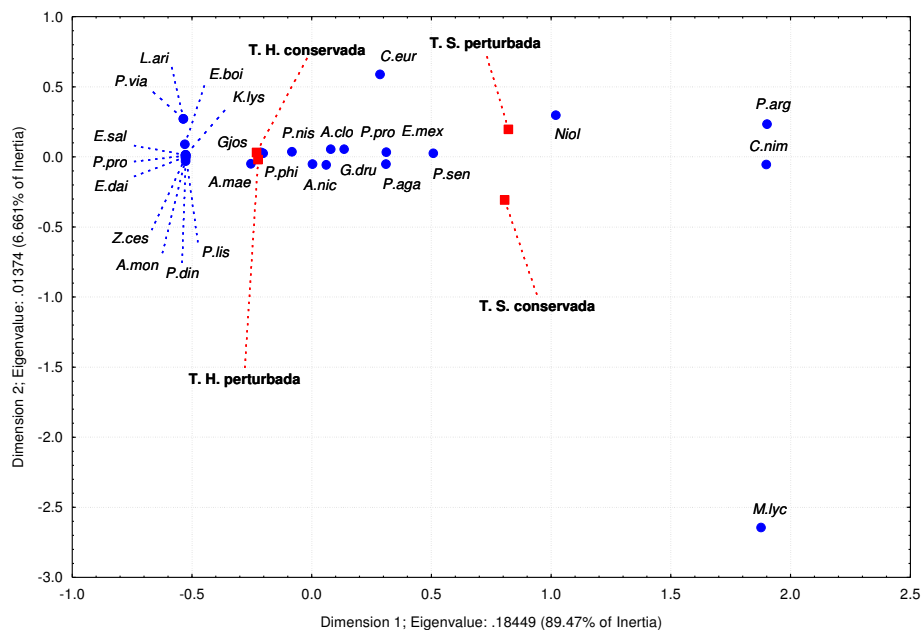
*moruus boisduvali* para Nymphalidae (Figura 16ab), *Phocides urania urania*, *Aguna asander asander*, *Polythrix octomaculata*, *Codatractus bryaxis*, *Autochton cellus*, *Celaenorrhinus stallingsi*, *Pellicia arina*, *Staphylus vulgata*, *Timochares ruptifasciata*, *Heliopetes arsalte*, *Copaeodes minima*, *Synapte pecta* y *Remella remus* para HesperIIDae (Figura 17ab); dichas especies presentaron una categoría de raras, por lo cual se registraron en una ocasión durante el periodo de muestreo.

De igual manera, *Papilio polyxenes asterius* y *Pterourus multicaudata multicaudata* para Papilionidae (Figura 12), *Nathalis iole iole*, *Phoebis argante* y *Catasticta nimbice nimbice* para Pieridae (Figura 13), *Atlides halesus corcorani*, *Rekoa palegon*, *Arawacus sito*, *Arawacus jada*, *Ocaria ocrisia*, *Cyanophrys herodotus*, *Cyanophrys miserabilis*, *Callophrys xami texami*, *Electrostrymon hugon*, *Electrostrymon guzanta*, *Strymon melinus melinus*, *Strymon bazochii bazochii*, *Strymon istapa istapa*, *Ministrymon clytie*, *Ministrymon azia*, *Zizula cyna*, *Cupido comyntas comyntas* y *Echinargus isola* para Lycaenidae (Figura 14), *Calephelis nemesis australis*, *Calephelis rawsoni*, *Caria ino melicerta*, *Lasaia sula peninsularis*, *Emesis tenedia* y *Anteros carausius* para Riodinidae (Figura 15), *Pteronymia cotytto*, *Greta morgane oto*, *Agraulis vanillae incarnata*, *Dione moneta poeyii*, *Eueides isabella eva*, *Adelpha basiloides*, *Biblis hyperia aganisa*, *Temenis laothoe*, *Marpesia chiron*, *Vanessa virginiensis*, *Siproeta stelenes biplagiata*, *Siproeta epaphus epaphus*, *Junonia evarete*, *Chlosyne definitiva definitiva*, *Chlosyne theona bollii*, *Tegosa anieta luka*, *Anthanassa ardys*, *Anthanassa tulcis*, *Phyciodes graphica*, *Consul fabius cecrops*, *Memphis forreri*, *Archaeoprepona demophoon gulina*, *Manataria hercyna maculata*, *Cyllopsis gemma freemani* y *Cissia pompilia* para Nymphalidae (Figura 16ab), *Phocides polybius lilea*, *Polygonus leo arizonensis*, *Urbanus proteus proteus*, *Urbanus esmeraldus*, *Autochton cincta*, *Achalarus toxus*, *Spathilepia clonius*, *Arteurotia tractipennis tractipennis*, *Polyctor enops*, *Staphylus mazans*, *Staphylus azteca*, *Chiomara georgina georgina*, *Atarnes sallei*, *Carrhenes canescens canescens*, *Systasea pulverulenta*, *Pyrgus albescens*, *Pyrgus oileus*, *Pyrgus piletas*, *Ancyloxypha arene*, *Copaeodes aurantiaca*, *Amblyscirtes tolteca tolteca*,

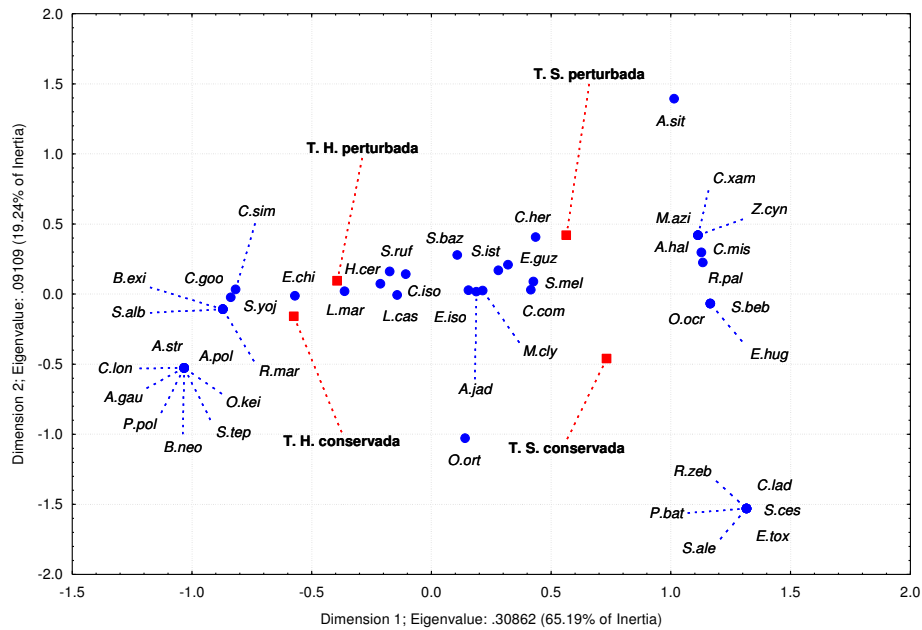
*Cymaenes trebius*, *Lerodea eufala eufala*, *Lerodea arabus*, *Vettius fantasos*, *Hylephila phyleus phyleus*, *Wallengrenia otho otho*, *Atalopedes campestris huron* y *Quasimellana eulogius* para HesperIIDae (Figura 17ab), presentaron una categoría de escasas, y una afinidad por la temporada seca en la SBEC perturbada. Finalmente, el tercer conjunto estuvo integrado por especies que presentaron una categoría de frecuentes a comunes, las cuales se encuentran asociadas a la temporada húmeda para ambas condiciones de SBEC.



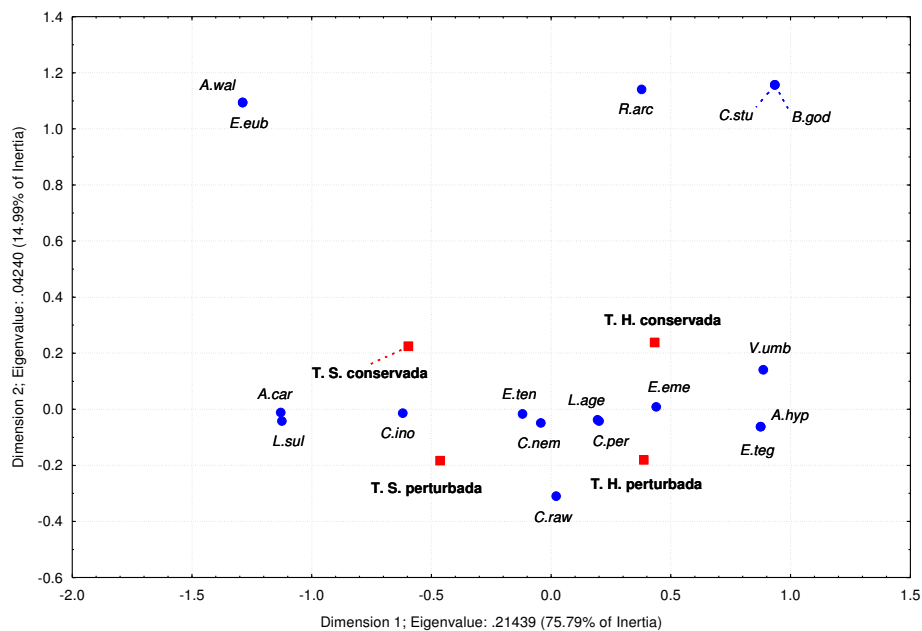
**Figura 12.** Análisis de Correspondencia para la abundancia de especies de la familia Papilionidae de dos condiciones de selva baja espinosa caducifolia en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México (el significado de las abreviaturas se presenta en el Anexo 1).



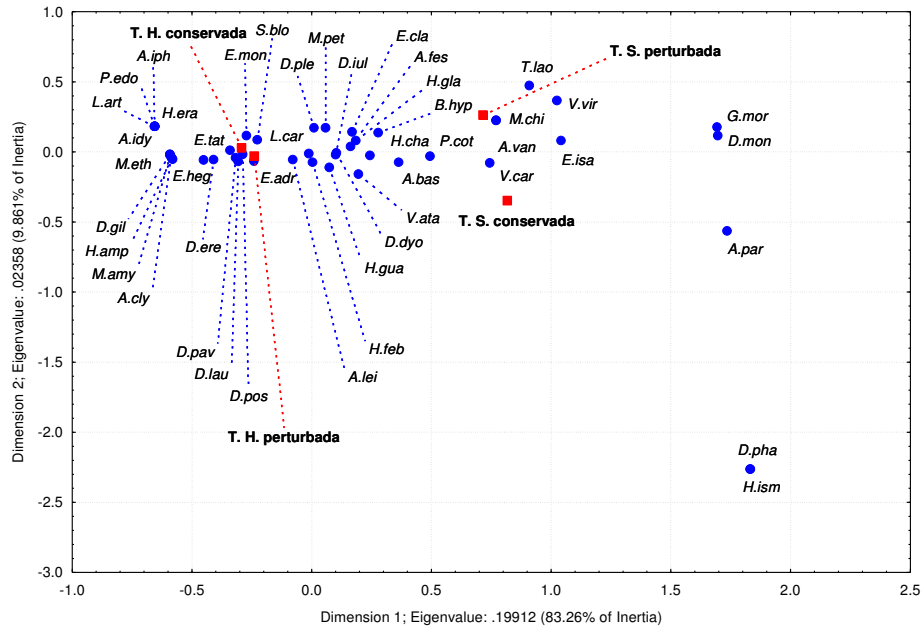
**Figura 13.** Análisis de Correspondencia para la abundancia de especies de la familia Pieridae de dos condiciones de selva baja espinosa caducifolia en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México (el significado de las abreviaturas se presenta en el Anexo 1).



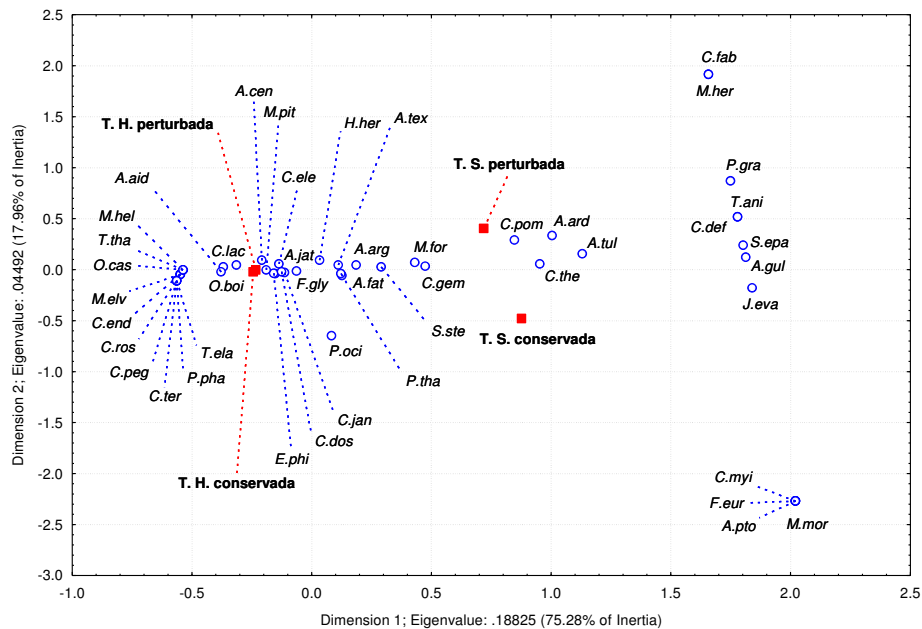
**Figura 14.** Análisis de Correspondencia para la abundancia de especies de la familia Lycaenidae de dos condiciones de selva baja espinosa caducifolia en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México (el significado de las abreviaturas se presenta en el Anexo 1).



**Figura 15.** Análisis de Correspondencia para la abundancia de especies de la familia Riodinidae de dos condiciones de selva baja espinosa caducifolia en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México (el significado de las abreviaturas se presenta en el Anexo 1).

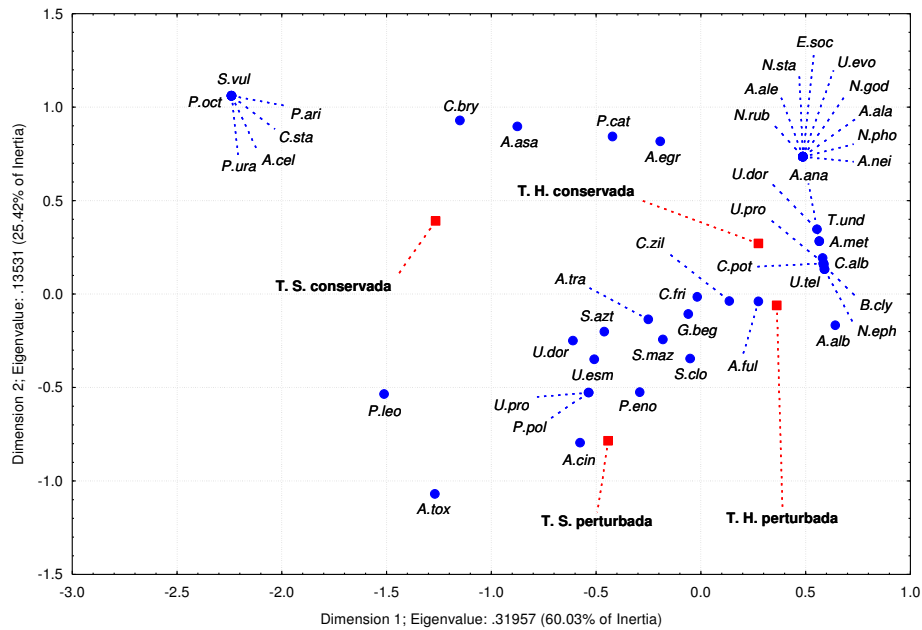


**Figura 16a.** Análisis de Correspondencia para la abundancia de especies de la familia Nymphalidae de dos condiciones de selva baja espinosa caducifolia en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México (el significado de las abreviaturas se presenta en el Anexo 1).

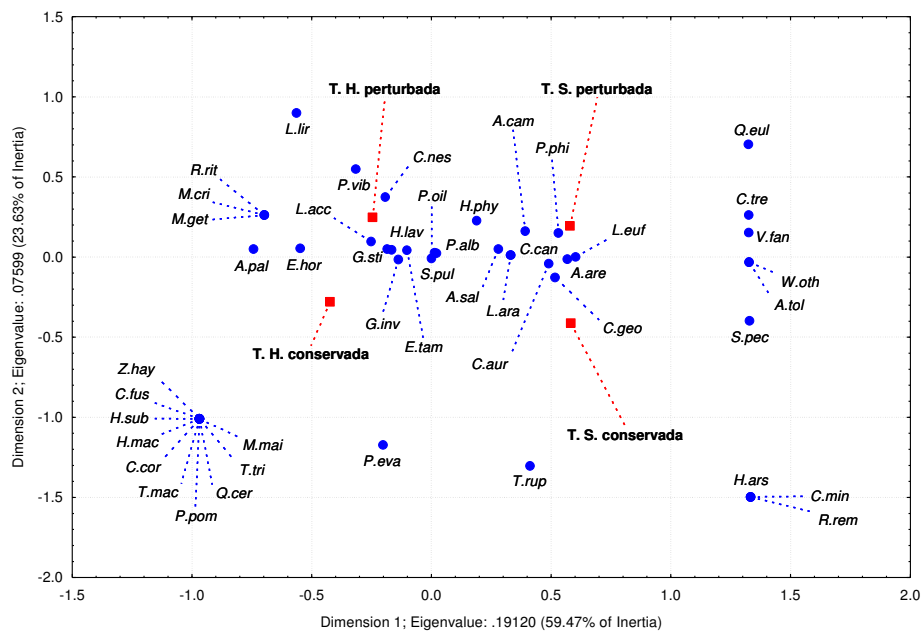


**Figura 16b.** Análisis de Correspondencia para la abundancia de especies de la familia Nymphalidae de dos condiciones de selva baja espinosa caducifolia en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México (el significado de las abreviaturas se presenta en el Anexo 1).





**Figura 17a.** Análisis de Correspondencia para la abundancia de especies de la familia Hesperidae de dos condiciones de selva baja espinosa caducifolia en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México (el significado de las abreviaturas se presenta en el Anexo 1).



**Figura 17b.** Análisis de Correspondencia para la abundancia de especies de la familia Hesperidae de dos condiciones de selva baja espinosa caducifolia en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México (el significado de las abreviaturas se presenta en el Anexo 1).

## 9.2. Variación de las especies de mariposas diurnas en relación a las variables climáticas y de cobertura vegetal

En la sección anterior se evaluó de manera independiente la respuesta de las mariposas diurnas ante el estado de conservación y la temporalidad, con el objetivo de analizar la variación de este grupo a nivel de comunidad. Sin embargo, es evidente que ambos factores interactúan e influyen de manera particular en cada una de las especies. Por lo tanto, en esta sección se analizó la variación espacio-temporal (sitios de estudio y meses de colecta); para ello, cada uno de los sitios de estudio fueron combinados con las 12 fechas en las que se evaluó cada uno, dando como resultado un total de 24 unidades de evaluación. Por consiguiente, mediante el análisis de marginalidad media se realizó la asociación entre nueve variables ambientales y la abundancia de cada una de las 296 especies en las 24 unidades muestrales.

El análisis de marginalidad media concentró el 92.26% de la variación (inercia) total en los dos primeros ejes (Eje 1. Eigenvalor= 0.989; Inercia= 72.03%; Eje 2. Eigenvalor= 0.278; Inercia= 20.23%), e indicó una variación significativa entre las condiciones promedio utilizadas por las especies de mariposas diurnas en relación a las condiciones ambientales analizadas en el área, ya que la marginalidad promedio fue significativa (prueba de Montecarlo,  $p= 0.005$ ). En este caso, existen diferencias significativas en el uso de los recursos por parte de las especies.

En forma particular, 52 de las 296 especies presentaron una variación de su nicho en relación al origen, lo cual sugiere una influencia significativa de las condiciones ambientales para dichas especies. El valor de Inercia total (Anexo 2, InerO), indica la influencia de las variables ambientales sobre cada una de las especies y se divide en tres parámetros: marginalidad, tolerancia y tolerancia residual. *Manataria hercyna maculata*, *Strymon cestri*, *Panthiades bathildis*, *Anthanassa ptolyca*, *Vettius fantasos* y *Consul fabius cecrops* fueron las especies con los valores más altos de marginalidad (OMI), indicando una preferencia por

hábitats atípicos o asociadas fuertemente a las variables ambientales de un sitio en particular. Por el contrario, *Echinargus isola*, *Caria ino melicerta* y *Siproeta stelenes biplagiata*, así como otras especies con baja marginalidad, representan especies de amplia distribución.

El índice de tolerancia (T1) indica la amplitud de nicho de las especies, siendo *Pterourus multicaudata multicaudata*, *Rekoa palegon*, *Pyrgus pileas*, *Lasaia agesilas callaina*, *Ancyloxypha arene*, *Strymon rufofusca*, *Adelpha paraena massilia* y *Greta morgane* o las especies generalistas, distribuidas bajo un mayor rango de condiciones ambientales. Mientras que *Lerema liris*, *Nisoniades rubescens*, *Limenitis arthemis astyanax*, *Behemothia godmanii*, *Calydna sturnula*, *Ostrinotes keila*, *Cyanophrys longula*, *Brangas neora*, *Celastrina ladon*, *Melete lycimnia isandra*, *Morpho helenor montezuma* y *Achalarus albociliatus albociliatus* se consideraron especialistas, dado que presentan valores muy bajos de tolerancia y por ende, estuvieron asociadas a condiciones ambientales particulares. *Heliconius ismenius telchinia*, *Phoebis argante*, *Cyanophrys miserabilis*, *Siproeta epaphus epaphus*, *Anteros carausius*, *Atalopedes campestris huron*, *Cupido comyntas comyntas* y *Phocides urania urania* presentaron los valores más altos de Tolerancia residual (T2), sugiriendo la presencia de otras posibles variables, no consideradas en el análisis, que pudieran estar influyendo en su distribución (Anexo 2).

Mediante el índice de marginalidad media también se obtuvo la relación entre cada una de las variables ambientales y la distribución de las especies. En forma general, los valores obtenidos para el Eje 1 fueron similares para la mayoría de las variables (Cuadro 5), lo cual sugiere un efecto conjunto de todas las variables en la distribución de las especies analizadas.

Considerando la variación explicada por el Eje 1 (52.66%), la ordenación de las unidades de estudio dio como resultado un gradiente de izquierda a derecha (Figura 18), en donde los valores más bajos de temperatura, humedad relativa, estrés térmico y punto de condensación se obtuvieron en los cuadrantes

de ambas condiciones de selva baja espinosa caducifolia durante la temporada seca, y aumentaron gradualmente hacia la temporada húmeda para ambas condiciones de SBEC. De igual manera, la variación explicada por el Eje 2 (31.02%), dio como resultado un gradiente de arriba hacia abajo (Figura 18), en donde los valores más bajos de presión barométrica y cobertura vegetal se obtuvieron en los cuadrantes de SBEC perturbada, y aumentaron gradualmente hacia la SBEC conservada.

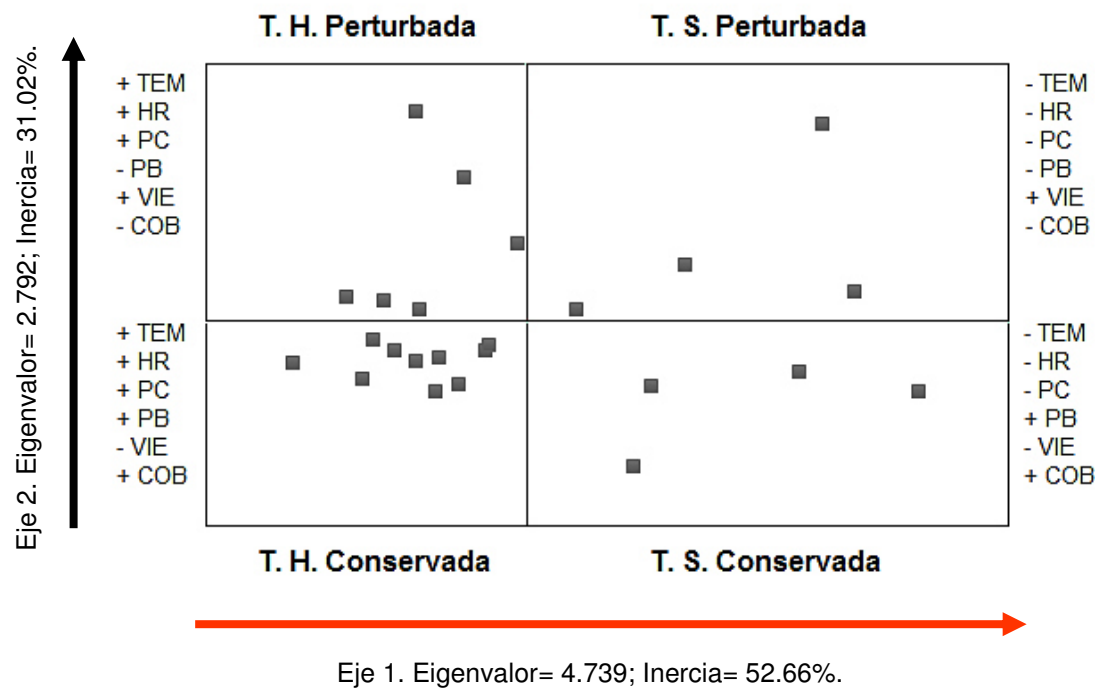
**Cuadro 5.** Variables ambientales y sus valores de correlación (loadings) con las especies más abundantes de mariposas diurnas en la selva baja espinosa caducifolia del ANP Altas Cumbres.

<b>Variable</b>	<b>Clave</b>	<b>Eje 1</b>	<b>Eje 2</b>
Temperatura	TEM	<b>-0.422</b>	0.108
Humedad relativa	HR	<b>-0.391</b>	-0.099
Estrés térmico	ET	<b>-0.433</b>	0.123
Punto de condensación	PC	<b>-0.454</b>	0.051
Temperatura húmeda	TH	<b>-0.446</b>	0.077
Presión barométrica	PB	-0.016	<b>-0.079</b>
Velocidad máxima del viento	V-MAX	0.131	<b>0.311</b>
Velocidad promedio del viento	V-PROM	0.196	<b>0.262</b>
Cobertura vegetal	COB	-0.097	<b>-0.248</b>

Con base en lo anterior, se delimitaron dos grupos faunísticos, en función de la preferencia de las mariposas diurnas por las condiciones ambientales (Anexo 3). El grupo 1 estuvo constituido por especies relacionadas con los valores más altos de cobertura vegetal, y cuyos centroides (promedio de distribución) se ubicaron en la región de abajo de la gráfica de ordenación (Anexo 1). Por otra parte, en el grupo 2 se incluyeron las especies distribuidas principalmente en los cuadrantes con valores más bajos de cobertura vegetal, en la región de arriba de la gráfica de ordenación (Anexo 1).

La mayoría de las especies mostrarán una preferencia por las condiciones ambientales presentes en la SBEC conservada (160 especies), siendo la temporada húmeda la de mayor número (125 especies) por su elevada temperatura, humedad relativa, punto de condensación y cobertura vegetal. Por otro lado, la SBEC perturbada mostro un bajo número de especies relacionadas

con sus condiciones ambientales (28 especies), es probable que la riqueza de especies para la SBEC perturbada se conforme de aquellas que prefieren las condiciones de la SBEC conservada, en especial de punto de condensación, temperatura y humedad relativa, y que a su vez presentan altos valores de tolerancia registrada.



**Figura 18.** Ordenación de los cuadrantes de muestreo en base a las variables ambientales, selva baja espinosa caducifolia, ANP Altas Cumbres.

La influencia de las variables abióticas en la distribución de las mariposas diurnas ha sido evaluada tomando en cuenta precipitación, temperatura, e influencia del fotoperiodo (Salinas-Gutiérrez *et al.*, 2004; Maya *et al.*, 2005; Luna-Reyes *et al.*, 2008; Pozo *et al.*, 2008; Luna-Reyes *et al.*, 2010; Meléndez, 2015; Martínez-Noble *et al.*, 2015). Sin embargo, dichos estudios han considerado el total de la comunidad de mariposas, mientras que a nivel específico es evidente la existencia de variaciones en los requerimientos de nicho.

## 10. DISCUSIÓN

### 10.1. Mariposas diurnas en la selva baja espinosa caducifolia del ANP Altas Cumbres

El más reciente estudio publicado sobre la biodiversidad de mariposas diurnas en México fue realizado por Llorente *et al.* (2014), quienes señalan la presencia de 2,049 especies de las cuales 340 se encuentran registradas para Tamaulipas (García-Jiménez, 2005). De acuerdo con estas cifras, las 296 especies registradas en la selva baja espinosa caducifolia del ANP Altas Cumbres representan el 14.45% de la ropalocerofauna de México, y el 87.06% de la riqueza específica de este grupo en el estado. Con base en esto, la aportación de la selva baja espinosa caducifolia del ANP Altas Cumbres a la ropalocerofauna del estado es bastante mayor si se compara con el inventario realizado por Meléndez (2015), quien registró 249 especies para tres comunidades vegetales de la Sierra de San Carlos, Tamaulipas.

Los estimadores de riqueza empleados sugieren que la fauna de mariposas diurnas fue obtenida casi en su totalidad en la selva baja espinosa caducifolia del Altas Cumbres, aunque es posible que aún existan algunas especies por registrar. Al respecto, diversos autores señalan que el incremento en número de muestras, tiempo de estudio, o la selección de otros métodos de muestreo, pueden ayudar a complementar el inventario realizado (Sparrow *et al.*, 1994; Daily & Ehrlich, 1995; DeVries *et al.*, 1997, 2009; Hughes *et al.*, 1998; Caldas & Robbins, 2003; Jiménez *et al.*, 2004; Romo & García, 2005; Sackmann, 2006; Hernández-Mejía *et al.*, 2008; Bonebrake & Sorto, 2009; Pedraza *et al.*, 2010; Álvarez-García *et al.*, 2016; González-Valdivia *et al.*, 2016). No obstante, el valor crítico en el que un inventario faunístico puede considerarse como fiable o completo es a partir de un 70% de representatividad (riqueza observada en relación a la riqueza estimada), ya que por encima de ese límite, el número de muestras para registrar la totalidad de las especies se incrementa notable y desproporcionalmente (Jiménez & Hortal, 2003). Tomando en cuenta el elevado porcentaje de representatividad obtenido en este estudio, sería necesario realizar

una gran cantidad de muestreos adicionales solo para registrar una cantidad mínima de posibles especies faltantes, ya que éstas se consideran como especies accidentales que provienen de sitios adyacentes (Thomas, 1994; Pozo *et al.*, 2005; Hortal *et al.*, 2006). Otro indicador de la fiabilidad y representatividad en la realización de un estudio faunístico es el número de especies raras registradas, dado que el inventario se considera totalmente completo con la obtención de al menos dos individuos para todas las especies (Magurran, 2004). En este estudio, se obtuvieron solamente 51 singletons, lo cual reafirma que el muestreo realizado fue adecuado, y que además el uso de red entomológica aérea, así como de trampas Van Someren-Rydon en transectos de longitud no definida constituye un método apropiado para la colecta de mariposas diurnas, como se ha empleado en otros estudios (Luis & Llorente, 1990; Luis *et al.*, 1991; Vargas *et al.*, 1994; Díaz-Batres *et al.*, 2001; Salinas-Gutiérrez *et al.*, 2004; Maya *et al.*, 2005; Pozo *et al.*, 2008; Luna-Reyes *et al.*, 2010). Lo anterior pone en evidencia la importancia del cálculo previo del tamaño de muestra antes de realizar el trabajo de campo, tal como se realizó en esta investigación. Esto se debe a que un muestreo piloto previo permite definir un tamaño de muestra esperado, con el objetivo de registrar un porcentaje determinado de la fauna del área, de forma que se puedan establecer conclusiones e inferencias más acertadas y confiables sobre los resultados obtenidos (Nakagawa & Cuthill, 2007; Dodge, 2008).

Por otra parte, la elevada representatividad registrada en el área de estudio en conjunto con el número observado de especies, indican que la fauna de mariposas diurnas en la selva baja espinosa caducifolia del ANP Altas Cumbres se encuentra por encima de lo que se ha observado en otros estudios realizados en Tamaulipas y México. Por ejemplo, en comparación con las 249 especies señaladas por Meléndez (2015) para tres comunidades vegetales en la Sierra de San Carlos, quien además registró una baja proporción de singletons, la representatividad en el área es bastante mayor. En otras regiones de México se ha observado la misma tendencia, aún cuando no todas las metodologías entre estos estudios son comparables: 65 especies en la cañada de los Dínamos,

D. F. (Luis & Llorente, 1990), 254 especies en dos sitios de estudio de selva tropical en Mts. Tuxtlas, Veracruz (Raguso & Llorente, 1990), 205 especies en Pedernales, Michoacán (Balcázar, 1993), 55 especies en la Reserva de la Biosfera La Michilía en Durango (Díaz-Batres *et al.*, 2001), 75 especies en Sierra Nevada (Luna-Reyes & Llorente, 2004), 123 especies en selva alta subperennifolia de la región de Calakmul (Maya-Martínez *et al.*, 2005), 142 especies en la Sierra de Huautla (Luna-Reyes & Luis, 2008), y 99 especies en selva mediana subcaducifolia de Tzucacab, Yucatán (Martínez-Noble *et al.*, 2015). En relación a esto, Conabio (2007) señala que el ANP Altas Cumbres representa un área de gran importancia biológica, puesto que en ella se presentan puntos de máxima prioridad para la conservación (incluyendo las dos localidades de colecta) en adición a la integridad ecológica de sus ecosistemas. Con base en estas características, es probable que la elevada riqueza del área en comparación a otros estudios metodológicamente similares pueda explicarse en relación a su posición geográfica, dado que el ANP pertenece a uno de los 15 nodos panbiogeográficos de México (Morrone & Márquez, 2008).

De manera contraria a la riqueza específica, la diversidad obtenida mediante el índice de Shannon en este estudio puede considerarse como elevada, según los valores indicados por Margalef (1972), quien señala valores superiores a 3.5 como de alta diversidad. Al comparar la diversidad en este estudio ( $H' = 4.027$ ;  $e^{H'} = 56.043$ ) con dicha escala y con los valores presentados por Meléndez (2015) en la Sierra de San Carlos ( $H' = 4.6$ ), puede afirmarse que la diversidad en la selva baja espinosa caducifolia del ANP Altas Cumbres es elevada. Lo mismo ocurre si se compara el valor obtenido mediante el índice de diversidad de Simpson (0.99 en la selva baja espinosa caducifolia, y 0.98 en la Sierra de San Carlos), indicando que la dominancia en este estudio fue menor.



## **10.2. Variación de la comunidad de mariposas diurnas con la condición y la temporalidad en la selva baja espinosa caducifolia del ANP Altas Cumbres**

En forma similar a los resultados obtenidos en el análisis general para la selva baja espinosa caducifolia del ANP Altas Cumbres, se obtuvo también una alta representatividad para cada sitio de estudio y temporada del año, con valores por encima del 70%, además de una alta confiabilidad de acuerdo al modelo de Clench (pendientes con valores  $<0.05$ ) (Gómez-Anaya *et al.*, 2014). Esto sugiere que la unidad de muestra empleada para las unidades de espacio y tiempo fue la adecuada. Por otra parte, la condición y la temporalidad son factores muy importantes en la distribución de las especies. En este estudio se presentó una variación significativa de la abundancia, riqueza y diversidad de la comunidad de mariposas con la temporalidad. Dicha variación se atribuye la heterogeneidad a nivel espacio-temporal, la cual genera distintas condiciones ambientales que permiten el desarrollo de numerosos nichos ecológicos (Dagobert *et al.*, 2008).

En relación a la condición, muchos grupos biológicos incluyendo los insectos responden a patrones específicos generales, como la disminución gradual de la abundancia y riqueza de especies conforme desciende la integridad ecológica (Brown, 1991; Sutton & Collins, 1991; Pearson & Cassola, 1992; Andrade, 1998; Keer *et al.*, 2000). No obstante, en la selva baja espinosa caducifolia del ANP Altas Cumbres no se observó ninguna tendencia hacia el incremento o descenso en el número de especies y ejemplares de la comunidad de mariposas diurnas con la disminución en la integridad ecológica.

Esto se explica a través del análisis de marginalidad media realizado, pero la respuesta de cada especie es muy diferente, generando así la ausencia de un patrón a nivel de comunidad. En otros estudios de mariposas diurnas también se ha observado que la respuesta de las especies ante una variable es diferente cuando se realiza el análisis a nivel de comunidad (Raguso & Llorente, 1990; DeVries & Walla, 1999, 2001; Van Lien & Yuan, 2003; Molina & León, 2006; Camero *et al.*, 2007; Luna-Reyes *et al.*, 2008; Pozo *et al.*, 2008; Luna-Reyes *et*

*al.*, 2010; Ospina-López *et al.*, 2010; Vargas-Zapata *et al.*, 2015). Sin embargo, puede señalarse que los valores más altos de riqueza y diversidad, pero menor dominancia, se registraron en la selva baja espinosa caducifolia de condición conservada, lo cual se atribuye a la calidad ecológica y las condiciones de la vegetación en esa zona.

La elevada diversidad obtenida en la selva baja espinosa caducifolia del Novillo puede deberse probablemente a efecto de su condición perturbada. Ospina-López *et al.* (2010) mencionan que valores elevados de diversidad pueden ser mantenidos por niveles intermedios de perturbación, ya que ésta permite una heterogeneidad en el paisaje influyendo en mayor disponibilidad de hábitats, flores para libar, presencia de plantas hospederas asociadas a vegetación de crecimiento secundario y al aumento en la disponibilidad de luz solar en zonas abiertas que benefician los procesos de termorregulación presentes en estos insectos.

Por otra parte, la elevada riqueza específica en la selva baja espinosa caducifolia conservada, así como la presencia de especies raras en comparación con la perturbada, permite concluir que aquellos taxa de escasa representatividad son más sensibles a las perturbaciones ambientales (Moreno, 2001). De tal forma, para identificar especies indicadoras de algún estado de conservación, es necesario emplear criterios como los mencionados por Andrade-C. (1998), quien propone el uso de aspectos como la residencialidad y gremios alimentarios.

La distribución Log-normal descrita por Preston (1962) predice que dentro de una comunidad las especies de abundancia intermedia son las más comunes, mientras que pocas especies son muy abundantes y muchas son raras. Este tipo de distribución es propia de comunidades relativamente grandes (más de 25 especies) (May, 1981) no perturbadas o en equilibrio, como ocurre en la selva baja espinosa caducifolia de condición conservada, de acuerdo con los resultados del análisis SHE realizado (Hughes, 1986). Refleja una respuesta diferencial en sus tasas de crecimiento expresada en la abundancia relativa, con

influencia indistinta de diferentes variables (Hughes, 1986; Hill & Hamer, 1998). Es un patrón muy extendido en muchos grupos de organismos (Whittaker, 1972) y en la mayoría de las comunidades vegetales (Preston, 1962). Hill & Hamer (1998) sugirieron que la desviación de una distribución de abundancias relativas de una comunidad de Log-normal puede proveer una medida instantánea del disturbio del hábitat.

Por otra parte, la distribución Log-series fue propuesta por Fisher *et al.* (1943) y está caracterizada mayormente por una alta proporción de especies raras (Hughes, 1986; Gotelli & Graves, 1996). Esta distribución es adecuada para describir pequeñas comunidades pioneras y estresadas (Whittaker, 1972) de ambientes perturbados, como ocurre en la selva baja espinosa caducifolia del Novillo (Hughes, 1986; Hill & Hamer, 1998).

Para el análisis estacional, la respuesta de la comunidad de mariposas diurnas ante la variación temporal se analizó en base a los datos históricos de temperatura y precipitación, tomando en cuenta que la presencia de los ensamblajes faunísticos en el ANP Altas Cumbres es el resultado de un proceso evolutivo y temporal prolongado. En este caso, tanto riqueza como abundancia se incrementaron significativamente de la temporada seca hacia la temporada húmeda, presentándose los valores más importantes durante el inicio de esta última. Lo mismo ocurrió con los valores de dominancia y entropía, y por ende la diversidad. La variación significativa de mariposas diurnas con la estacionalidad se ha observado también en otros estudios (Balcazar, 1993; DeVries & Walla, 1999; Pozo *et al.*, 2008; Meléndez *et al.*, 2015, 2016), además, en otros grupos de insectos se ha presentado también un favorecimiento con la presencia de las lluvias o de la temporada húmeda (Sánchez *et al.*, 1993; Kitching *et al.*, 2000; Escobar *et al.*, 2005; Mora & Montes de Oca, 2009; Pedraza *et al.*, 2010; Jiménez *et al.*, 2011; Camero *et al.*, 2012; Sánchez-Reyes *et al.*, 2014, 2016), incluyendo los ropalóceros (Pozo *et al.*, 2008; Hernández-Mejía *et al.*, 2008; Luna-Reyes *et al.*, 2010; Meléndez *et al.*, 2015, 2016).

La riqueza y la abundancia más bajas se presentaron durante los meses de diciembre a mayo (Figura 11), que es la mitad del año en la que se presenta la mayor oscilación de la temperatura (12 °C de diferencia entre el mes más frío y el más cálido), así como el mayor número de días despejados, y por consiguiente la mayor evaporación. Bajo estas condiciones, la mayor parte de la vegetación está seca, sobre todo algunas plantas herbáceas que, en floración, proporcionan alimento a los imagos; durante la sequía también disminuyen las reservas hídricas de las especies arbóreas y arbustivas modificando su crecimiento, la producción de néctar, el contenido nutricional o incluso la textura y turgencia de las hojas que constituyen recursos alimenticios de las larvas y adultos de la mayoría de las mariposas. Aunque los árboles y arbustos están presentes en el hábitat, por su fenología caducifolia, muchos de ellos no pueden utilizarse durante este periodo, afectando de esta forma la composición de la comunidad de mariposas y sus poblaciones en estos meses (Scott & Epstein, 1987; Freitas, 1996).

Por el contrario, en la mitad húmeda del año (junio a noviembre) la temperatura es más estable (9 °C entre el mes más frío y el más cálido), pero las condiciones de humedad son notablemente superiores y contrastantes con respecto a la época seca, en la que la precipitación total es de 108 mm, mientras que en la temporada de lluvias es de 526 mm. Aunque las primeras lluvias tienen lugar hacia finales de mayo, la precipitación mayor se presenta de junio a septiembre, y como consecuencia existe mayor nubosidad que reduce la evaporación; durante esta época, la vegetación es más variada y exuberante, y proporciona una mayor cantidad de recursos que son utilizados por las mariposas para su alimentación, oviposición, protección, percheo y patrullaje, características que favorecen la presencia de más especies con mayores poblaciones (Rhoades, 1983; Courtney, 1986; Luis & Llorente, 1990).

A diferencia de las zonas templadas, en las que el fotoperiodo y la temperatura influyen en la dinámica de la comunidad de mariposas, en las áreas tropicales la longitud del día y la temperatura no varían significativamente, por lo

que la mayor actividad depende en especial de la presencia de las lluvias (Owen, 1971), mostrando una marcada estacionalidad con máximos de riqueza y abundancia al principio, durante o después de la época de lluvias, y valores mínimos en la temporada seca (Owen, 1971; Austin, 1978; Rodríguez, 1982; Ehrlich, 1984; Morón & Terrón, 1984; Wolda, 1988; Balcázar, 1993), como ocurre en Altas Cumbres.

Así mismo, el cambio estacional en la riqueza de mariposas, también parece estar en función del voltinismo y la sincronización generacional con las condiciones ambientales y nutricionales. De acuerdo con Shapiro (1975), las especies univoltinas tienden a ser monófagas, y las multivoltinas polífagas, por lo que estas últimas pueden emerger en varias épocas del año y tienen oportunidad de sobrevivir, pues sus requerimientos no son tan específicos como en las primeras, cuya emergencia está sincronizada con la época en que sus recursos alimenticios están presentes. La presencia de las lluvias se correlaciona directamente con la abundancia y la riqueza de los insectos (Wolda, 1988), ya que puede afectar la fisiología de la reproducción, el desarrollo ontogenético y la conducta de los imagos; indirectamente también puede afectar a las poblaciones por sus efectos sobre la fenología vegetal. Además, las fórmulas y porcentajes de algunos compuestos presentes en las plantas pueden variar en cada estación y no ser palatables en ciertos meses, por lo que no son aprovechables nutricionalmente por los estadios inmaduros de muchas especies. Esto puede verse reflejado en el tamaño poblacional en la época de no palatabilidad, o bien, que en esa época sólo se encuentren especies polífagas, pues éstas pueden alimentarse de varias especies o familias de plantas, dado su amplio espectro de recursos alimenticios (Vargas *et al.*, 1999).

Sin embargo, Wolda *et al.* (1998) demostraron que la variación producida por la estacionalidad, precipitación y otros factores ambientales, depende principalmente de la especie, y en ocasiones no existe un patrón específico con la temporalidad a nivel de comunidad, al igual que lo mencionado ante la integridad ecológica. Por lo tanto, se justifica el análisis de cada una de las

especies de mariposas mediante el índice de marginalidad media, comprobando que la condición y la estacionalidad generaron una variación significativa, tal como se propuso en una de las hipótesis de este estudio, pero la respuesta de las especies es diferente al patrón observado en la comunidad (Oostermeijer & van Swaay, 1998).

### **10.3. Influencia de las variables ambientales en las especies de mariposas**

Algunos estudios sobre ecología de mariposas han buscado analizar las variables que determinan la composición faunística de las comunidades de este grupo, entre las que se encuentran las plantas hospederas (DeVries, 1987; Erhardt & Baker, 1990; Scoble, 1992; Hall & Willmott, 2000; DeVries & Walla, 2001; O'Brien *et al.*, 2003; Boggs & Dau, 2004; Beck, 2007), algunos de los factores relacionados con la diapausa, migración y estacionalidad (Scott, 1979; Janzen, 1987; Jones & Rienks, 1987), fluctuación temporal (Wolda, 1978, 1988; Vasconcellos, 1991; Freitas, 1996; Freitas *et al.*, 2001), estructura espacial (Brown, 1981; Mallet, 1986), predación (Janzen, 1988; Chai & Srygley, 1990; Lyytinen *et al.*, 2004), y competencia (Benson, 1978). Sin embargo, en la mayoría de los estudios anteriores el análisis se realizó en base a la comunidad. Sobre esa base, la presente investigación constituye uno de los primeros estudios en donde se analiza la respuesta de manera independiente para cada una de las especies; el índice de marginalidad media aquí utilizado constituye un método reciente (Dolédec *et al.*, 2000) y por ello se ha empleado en pocos estudios; por ejemplo, para explicar cómo influyen las variables en la composición florística de Orquídeas (Tsiftsis *et al.*, 2008) o para determinar si existían diferencias en los patrones de distribución de *Carex curvula* explicados por las variaciones en el habitat (Choler & Michalet, 2002).

En este sentido, el índice de marginalidad media constituye una medida para el estudio de gradientes ambientales y para el análisis de nicho (Dolédec *et al.*, 2000; Dray *et al.*, 2003). El nicho ecológico, en el sentido dado por Hutchinson (1957), se define como un hipervolumen compuesto de "n" dimensiones, donde cada dimensión representa una de las variables que permiten la existencia de

una especie (Pulliam, 2000; Begon *et al.*, 2006; Boulangeat *et al.*, 2012); dichas variables se denominan como recursos, entre los que se encuentran el alimento, habitat, sustratos, regímenes climáticos, etc. (Colwell & Futuyma, 1971). Además, este concepto de nicho está ampliamente relacionado con la distribución de especies (Pulliam, 2000; Begon *et al.*, 2006). Por lo tanto, con base en lo anterior, el análisis realizado en esta investigación puede considerarse como un análisis de nicho ecológico.

Leibold (1995) indica la posibilidad de separar dos escenarios distintos bajo los cuales puede analizarse el nicho ecológico. En primera instancia, la especie ocurre en todos los sitios donde las condiciones le son favorables, lo cual se denomina como nicho fundamental (Grinnell, 1917); no obstante, en la realidad las especies ocupan sólo una parte de este nicho fundamental, presentando interacciones con otras especies y por lo tanto estarán ausentes en aquellos sitios en donde exista un competidor dominante, a lo que se conoce como nicho realizado (Hutchinson, 1957). Asumiendo que todas las especies de mariposas presentan interacciones biológicas entre sí y con otras especies (Stork, 2007; Lewinsohn & Roslin, 2008; Maya *et al.*, 2009; Bonebrake *et al.*, 2010), y tomando en cuenta que además se presentó una variación global significativa en el uso de los recursos por parte de las especies (OMI,  $p=0.005$ ), entonces puede establecerse que: 1) la selva baja espinosa caducifolia en Altas Cumbres y la totalidad de sus condiciones ambientales (bióticas y abióticas) constituyen el nicho fundamental para todas las especies registradas de mariposas; y 2) cada una de las unidades de evaluación (sitio-mes) en las que fue observada una especie con asociación significativa por las variables, representó una fracción de su nicho realizado. Lo anterior adquiere una gran relevancia, tomando en cuenta que nunca se había analizado la comunidad de mariposas desde el enfoque del nicho ecológico: esto permite que las especies puedan llegar a emplearse como indicadores de la calidad ecológica de un ecosistema, en este caso, la selva baja espinosa caducifolia en Altas Cumbres, mediante la comparación entre los nichos de cada una de las especies y el grado de empalme entre ellos.



En relación a lo anterior, se ha señalado que la presencia de una especie en un sitio obedece a tres limitantes (Soberon & Peterson, 2005): 1) el ambiente local, o las variables ambientales que permiten a la población crecer (nicho grinnelliano), 2) las interacciones con otras especies locales (depredación, competencia y mutualismo) que permiten a la especie persistir (nicho eltoniano); y 3) la accesibilidad al sitio en base a las habilidades de dispersión de la especie. En conjunto, estos tres factores delimitan la distribución de una especie y con ellos puede reconstruirse el nicho de la misma, tomando en cuenta las variables que existen en el sitio que ocupa (Hirzel & Le Lay, 2008). Sin embargo, en la práctica resulta imposible la medición y análisis de todas las variables que pueden presentarse en condiciones naturales y que determinan el nicho de una especie (Boulangeat *et al.*, 2012). Por ende, en este estudio se consideraron solamente nueve variables ambientales que se midieron a nivel de microhábitat y que corresponden al enfoque de nicho previamente mencionado, siendo las más importantes el punto de condensación, temperatura húmeda y humedad relativa, así como la cobertura vegetal. Grinnell (1917) señala que los factores locales principales en la distribución de las especies son la vegetación, alimento, sitios de refugio-apareo, efectos interespecíficos, y preferencias individuales, aunque quizá las más importantes son las variables climáticas, entre ellas la temperatura (Guisan & Zimmermann, 2000), ya que tiene un efecto directo en el comportamiento y la fisiología de los organismos. En los insectos fitófagos, incluyendo las mariposas, la distribución está usualmente asociada con la vegetación, topografía, altitud, clima, habitat e influencia humana (DeVries & Walla, 2001; Freitas *et al.*, 2001; Ehrlich & Hanski, 2004; Molleman *et al.*, 2006; Schultz & Crone, 2008; Schweiger *et al.*, 2008; Uehara & Freitas, 2009). En este estudio la temperatura no estuvo relacionada con la marginalidad de las especies; en cambio, el punto de condensación y la temperatura húmeda fueron variables significativas que combinan temperatura y humedad. Entonces puede señalarse que la unión de ambos factores es de mayor importancia para las especies de mariposas en el área de estudio. Por otra parte, las variables relacionadas con las plantas hospedadoras no fueron analizadas, pero su influencia



sobre las mariposas ha sido ampliamente estudiada (Scott, 1986; De la Maza, 1987; Luis & Llorente, 1990; Vargas *et al.*, 1992); es probable que el punto de condensación influyan de manera directa sobre las plantas, y de esta forma las especies de mariposas responden indirectamente a la presencia de dichas plantas, ya sea empleándolas como alimento o refugio (Hirzel & Le Lay, 2008).

En relación a la amplitud de nicho, se definieron en este estudio a las especies especialistas y generalistas, en función de los valores de tolerancia registrados (Dolédec *et al.*, 2000). En un estudio de especificidad alimenticia en mariposas, Novotny & Basset (2005) señalan que las plantas palatables son preferidas por generalistas, y las no palatables por especialistas; no obstante, dicho aspecto no se consideró en esta investigación. Por otra parte, se ha establecido que los especialistas se encuentran principalmente en ambientes únicos o particulares y son dominantes en las comunidades donde ocurren, por lo cual tienden a presentar una alta abundancia relativa local (Thompson *et al.*, 1998; Lavergne *et al.*, 2004; Boulangeat *et al.*, 2012); lo anterior pudo constatarse en algunas especies de mariposas en la selva baja espinosa caducifolia de Altas Cumbres: por ejemplo, *Memphis pithyusa pithyusa* presentó la segunda mayor abundancia total, con un alto valor de dominancia, pero preferencia por los hábitats conservados (Pozo *et al.*, 2005), y además con un alto valor de marginalidad y baja tolerancia. Este mecanismo de incremento en dominancia a favor de la especialización se considera como uno de los elementos principales que favorece la coexistencia de especies (Chase & Leibold, 2003; Boulangeat *et al.*, 2012), ya que una especie se vuelve más competitiva en un ambiente restringido o en un espacio ecológico que pueda dominar, en comparación a otras partes del gradiente ambiental donde esta se vuelve un débil competidor y sería excluida. Por el contrario, las especies generalistas pueden encontrarse en comunidades con riqueza específica elevada donde la competencia es intensa, llevando a un aumento en la equidad de las especies (Boulangeat *et al.*, 2012).

Es importante señalar que la mitad de las especies en este estudio no presentaron una asociación significativa con los recursos ambientales evaluados,

lo cual se atribuye a la existencia de un mayor número de variables de importancia que no fueron analizadas por el gradiente principal (Dolédec *et al.*, 2000; Maya *et al.*, 2009). Además, la mayor parte de estas especies fueron consideradas como raras (Luna-Reyes *et al.*, 2010), coincidiendo con el estudio de Tsiftsis *et al.* (2008) en orquídeas, quienes sugieren el efecto de las especies raras en el análisis de nicho mediante el índice de marginalidad media. Otra explicación viable es el estrato vegetal donde se realizó el estudio; si bien la representatividad fue muy elevada y la proporción de especies en base a la riqueza estimada fue superior al 70%, es posible que el nicho realizado de estas especies esté constituido por un conjunto de variables ambientales diferentes, como puede ser el hábitat físico. En este sentido, se ha observado que el dosel constituye una proporción importante a la fauna de este grupo (Spitzer *et al.*, 1993; Hall *et al.*, 2000; Schulze *et al.*, 2001). Otras variables que pueden estar influenciando a las especies de mariposas en la selva baja espinosa caducifolia, y que se consideran importantes para su composición, son la estratificación vertical de la vegetación (DeWalt *et al.*, 2003; Dennis, 2004; Tews *et al.*, 2004), la altura de cada estrato y la cantidad de iluminación (Schulze *et al.*, 2001; DeWalt *et al.*, 2003; Fermon *et al.*, 2005; Veddeler *et al.*, 2005), e incluso la actividad antropogénica (Spitzer *et al.*, 1993; Kitahara & Fujii, 1994; Hamer *et al.*, 1997; Steffan & Tschardtke, 2000). Por otra parte, es adecuado señalar que las especies cuya asociación con el uso de los recursos no fue significativa, constituyen falsas presencias, lo cual se define como aquellas especies registradas u observadas en un sitio cuyo nicho no es el óptimo, o en donde las condiciones no son favorables (Pulliam, 2000); lo anterior se origina por dos fenómenos principales: 1) la dinámica de fuente, en donde se señala que los individuos se congregan normalmente en hábitats favorables, induciendo a otros individuos de la misma especie a establecerse en sitios adyacentes cuyas condiciones no son favorables (Pulliam, 2000) y 2) alta vagilidad, individuos que se mueven o migran sobre una amplia expansión de hábitats no favorables (Hirzel & Le Lay, 2008).

## 11. CONCLUSIÓN

Se registraron 5,842 ejemplares de mariposas diurnas, distribuidos en 296 especies para la selva baja espinosa caducifolia de Altas Cumbres, las cuales representan el 14.45% de la ropalocerofauna de México, y el 87.06% de la riqueza específica de este grupo en Tamaulipas. Los estimadores de riqueza empleados sugieren que la fauna de mariposas diurnas fue obtenida casi en su totalidad, aunque es posible que aún existan algunas especies por registrar.

Se recolectaron 2,448 ejemplares pertenecientes a 287 especies de mariposas para la selva baja espinosa caducifolia conservada, así como 3,394 ejemplares distribuidos en 218 especies en la selva baja espinosa caducifolia perturbada. La representatividad del muestreo para ambas condiciones, varía entre el 76.35 y el 98.22%. Las pruebas tanto para la abundancia como para la riqueza específica entre ambas condiciones, no revelaron diferencias significativas; sin embargo, los análisis realizados entre temporadas en cada una de las condiciones, resultaron significativos.

La diversidad en la selva baja espinosa caducifolia conservada resultó ser mayor en comparación con la perturbada, esto debido probablemente a una mayor disponibilidad del hábitat. Por otro lado, el índice de Bray-Curtis mostró un elevado flujo de mariposas entre ambas comunidades, por lo cual, el número de especies representativas de cada condición debe ser muy bajo. El análisis de correspondencia sugirió una asociación significativa de cada una de las especies de mariposas por la temporada y condición de selva baja espinosa caducifolia en que fueron registradas.

Se encontró asociación significativa de las especies con la variación ambiental, siendo la presión barométrica, velocidad máxima del viento, estrés térmico, temperatura húmeda, punto de condensación y cobertura vegetal las variables más importantes. Así mismo, la mayoría de las especies mostraron una preferencia por las condiciones presentes en la selva baja espinosa caducifolia conservada (160 especies), siendo la temporada húmeda la de mayor número

(125 especies) por su elevada presión barométrica, estrés térmico, temperatura húmeda y punto de condensación. Por otro lado, la selva baja espinosa caducifolia perturbada mostro un bajo número de especies relacionadas con sus condiciones ambientales (28 especies), es probable que la riqueza de especies para la selva baja espinosa caducifolia perturbada se conforme de aquellas que prefieren las condiciones de la conservada, y que a su vez presentan altos valores de tolerancia registrada.

Se establece como prioritaria la realización de este tipo de estudios en los cuales se analice el uso de recursos por parte de las especies, ya que consituye una medida para contribuir a la conservación biológica y al monitoreo ambiental. Es necesario además, emplear una mayor cantidad de variables ambientales que permitan incluir un rango de nicho más amplio.

## 12. LITERATURA CITADA

- Ackery, P. R., De Jong, R. & R. I. Vane-Wright. 1999. The butterflies: Hedyloidea, Hesperioidea and Papilionoidea. Pp. 263–300. In: N. P. Kristensen (ed.). *Handbook der Zoologie IV (35). Lepidoptera, moths and butterflies. Volume 1: Evolution, systematics, and biogeography*. Walter de Gruyter, Berlin, New York.
- Allen, T. J., Brock, J. P. & J. Glassberg. 2005. *Caterpillars in the Field and Garden: A Field Guide to the Butterflies Caterpillars of North America*. Oxford University Press, New York. 232 pp.
- Álvarez García, H., Ibarra Vázquez, A. & P. Escalante. 2016. Riqueza y distribución altitudinal de las mariposas de la Sierra Mazateca, Oaxaca (Lepidoptera: Papilionoidea). *Acta zoológica mexicana*, 32(3): 323–347.
- Amezquita, M., Sandra, J., Forsyth, A., Lopera, T. & M. Camacho. 1999. Comparación de la composición y riqueza de especies de escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) en remanentes de bosque de la Orinoquía Colombiana. *Acta zoológica mexicana*, 76: 113–126.
- Andersen, A. N. 1990. The use of ant communities to evaluate change in Australian terrestrial ecosystems: a review and a recipe. *Proceedings of the Ecological Society of Australia*, 16: 347–357.
- Andrade-C., M. G. 1998. Utilización de las mariposas como bioindicadoras del tipo de hábitat y su biodiversidad en Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*, 22(84): 407–421.
- Andrade-C., M. G., Bañol, E. R. H. & P. Triviño. 2013. Técnicas y procesamiento para la recolección, preservación y montaje de mariposas diurnas en estudios de biodiversidad y conservación (Lepidoptera: Hesperioidea y Papilionoidea). *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*, 37(144): 311–325.
- Arroyo, J., Carrión, J. S., Hampe, A. & P. Jordano. 2004. La distribución de las especies a diferentes escalas espacio-temporales. Pp. 27–67. In: F. Valladares (ed.).

*Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid.

- Arroyo-Rodríguez, V. & S. Mandujano. 2006. Forest fragmentation modifies habitat quality for *Alouatta palliata*. *International Journal of Primatology*, 27: 1079–1096.
- Arroyo-Rodríguez, V., Mandujano, S., Benítez-Malvido, J. & C. Cuende-Fanton. 2007. The influence of large tree density on howler monkey (*Alouatta palliata mexicana*) presence in very small rainforest fragments. *Biotropica*, 39: 760–766.
- Austin, G. T. 1978. Phenology and diversity of a butterfly population in southern Arizona. *Journal of the Lepidopterists' Society*, 32: 207–220.
- Balcázar, L. M. 1993. Butterflies of Pedernales, Michoacán, Mexico, with notes on seasonality and faunistic affinities (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperoidea). *Tropical Lepidoptera*, 4: 93–105.
- Basset, Y., Mavoungou, J. F., Mikissa, J., Missa, O., Miller, S. E., Kitching, R. L. & A. Alonso. 2004. Discriminatory power of different arthropod data sets for the biological monitoring of anthropogenic disturbance in tropical forests. *Biodiversity and Conservation*, 13(4): 709–732.
- Beccaloni, G. W. & K. J. Gaston. 1995. Predicting the species richness of Neotropical forest butterflies: Ithomiinae (Lepidoptera) as indicators. *Biological Conservation*, 71: 77–86.
- Beck, J. 2007. The importance of amino acids in the adult diet of male tropical butterflies. *Oecologia*, 151: 741–747.
- Begon, M., Townsend, C. R. & J. L. Harper. 2005. *From individuals to ecosystems. Fourth edition*. Blackwell Publishing Ltd., United Kingdom. 738 pp.
- Benito, H. R. & E. García-Barros. 2005. Distribución e intensidad de los estudios faunísticos sobre mariposas diurnas en la Península Ibérica e Islas Baleares (Lepidoptera, Papilionoidea y Hesperoidea). *Graellsia*, 61: 37–50.

- Benson, W. W. 1978. Resource partitioning in passion vine butterflies. *Evolution*, 32: 493–518.
- Boggs, C. L. & B. Dau. 2004. Resource specialization in puddling Lepidoptera. *Environmental Entomology*, 33(4): 1020–1024.
- Bonebrake, T. C., Ponisio, L. C., Boggs, C. L. & P. R. Ehrlich. 2010. More than just indicators: a review of tropical butterfly ecology and conservation. *Biological Conservation*, 143(8): 1831–1841.
- Boom-Urueta, C., Seña-Ramos, L., Vargas-Zapata, M. & N. Martinez-Hernandez. 2013. Mariposas Heriperioidea y Papilionoidea (Insecta: Lepidóptera) en un Fragmento de Bosque Seco Tropical, Atlántico, Colombia. *Boletín Científico Centro de Museos, Museo de Historia Natural*, 17(1): 149–167.
- Boulangeat, I., Lavergne, S., Van Es, J., Garraud, L. & W. Thuiller. 2012. Niche breadth, rarity and ecological characteristics within a regional flora spanning large environmental gradients. *Journal of Biogeography*, 39: 204–214.
- Braby, M. F., Vila, R. & N. E. Pierce. 2006. Molecular phylogeny and systematics of the Pieridae (Lepidoptera: Papilionoidea): higher classification and biogeography. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 147(2): 239–275.
- Bradley, B. A. & E. Fleishman. 2008. Can remote sensing of land cover improve species distribution modelling? *Journal of Biogeography*, 35(7): 1158–1159.
- Brower, A. V. Z., Freitas, A. V. L., Lee, M. M., Silva-Brandão, K. L., Whinnett, A. & K. R. Willmott. 2006. Phylogenetic relationships among the Ithomiini (Lepidoptera: Nymphalidae) inferred from one mitochondrial and two nuclear gene regions. *Systematic Entomology*, 31(2): 288–301.
- Brown Jr., K. S. 1981. The biology of Heliconius and related genera. *Annual review of entomology*, 26: 427–457.

- Brown Jr., K. S. 1982. Paleoeecology and regional patterns of evolution in neotropical forest butterflies. Pp. 255–308. In: G. T. Prance (ed.). *Biological diversification in the tropics*. Columbia University Press, New York.
- Brown Jr., K. S. 1991. Conservation of neotropical environments: insects as indicators. Pp. 349–404. In: M. N. Collins & A. J. Thomas (eds.). *The conservation of insects and their habitats*. Academic Press, London.
- Brown Jr., K. S. 1991. Conservation of Neotropical environments: Insects as indicators. Pp. 350–404. In: N. M. Collins & J. A. Thomas (eds.). *The conservation of insects and their habitats*. Academic Press, London.
- Bustamante, J., Gaona, P. & M. Calvo. 1988. Relación entre factores ambientales y la distribución de las aves en una transición climática templado-mediterránea. *Ecología*, 2: 257–268.
- Camero, E. 1999. Estudio comparativo de la fauna de coleópteros (Insecta: Coleoptera) en dos ambientes de bosque húmedo tropical Colombiano. *Revista Colombiana de Entomología*, 25(3): 131–135.
- Camero, E., Anderson, M. & C. Calderon. 2007. Comunidad de mariposas diurnas (Lepidoptera: Rhopalocera) en un gradiente altitudinal del cañón del río Combeima-Tolima, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 12(2): 95–110.
- Campbell, D. L. & N. E. Pierce. 2004. Phylogenetic relationships of the Riodinidae: implications for the evolution of ant association. Pp. 395–408. In: C. L. Boggs, W. B. Watt & P. R. Ehrlich (eds.). *Butterflies: ecology and evolution taking flight*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Campbell, D. L., Brower, A. V. & N. E. Pierce. 2000. Molecular evolution of the wingless gene and its implications for the phylogenetic placement of the butterfly family Riodinidae (Lepidoptera: Papilionoidea). *Molecular Biology and Evolution*, 17(5): 684–696.



- Carrero, D. A., Sánchez, L. & D. E. Tobar. 2013. Diversidad y distribución de mariposas diurnas en un gradiente altitudinal en la región nororiental andina de Colombia. *Boletín Científico Centro de Museos, Museo de Historia Natural*, 17(1): 168–188.
- Celi, J. & A. Dávalos. 2001. *Manual de Monitoreo. Los escarabajos peloteros como indicadores de la calidad ambiental*. EcoCiencia, Quito, Ecuador. 71 pp.
- Chai, P. & R. B. Srygley. 1990. Predation and the flight, morphology, and temperature of neotropical rain-forest butterflies. *The American Naturalist*, 135(6): 748–765.
- Chapin, S. F., Zavaleta, S., Eviners, V., Naylor, R., Vitousek, P., Reynolds, H., Hooper, D., Lavorel, S., Sala, O., Hobbie, S., Mack, M. & S. Díaz. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405: 234–242.
- Chase, J. M. & M. A. Leibold. 2003. *Ecological niches: linking classical and contemporary approaches*. Chicago, University of Chicago Press. 221 pp.
- Choler, P. & R. Michalet. 2002. Niche differentiation and distribution of *Carex curvula* along a bioclimatic gradient in the southwestern Alps. *Journal of Vegetation Science*, 13(6): 851–858.
- Coddington, J. A., Griswold, C. E., Silva-Dávila, D., Peñaranda, E. & S. F. Larcher. 1991. Designing and testing sampling protocols to estimate biodiversity in tropical ecosystems. Pp. 44–66. In: Dudley, E. C. (ed.). *The unity of evolutionary biology: proceedings of the fourth International Congress of Systematic and Evolutionary Biology*. Portland, Dioscorides Press.
- Collinge, S. K. & R. T. T. Forman. 1998. A conceptual model of land conversion processes: predictions and evidence from a microlandscape experiment with grassland insects. *Oikos*, 82: 66–84.
- Colwell, R. K. & D. J. Futuyma. 1971. On the measurement of niche breadth and overlap. *Ecology*, 52(4): 567–576.

- Colwell, R. K. & J. A. Coddington. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society Series B: Biological Sciences*, 345: 101–118.
- Colwell, R. K. 2009. *EstimateS 8.2: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. User's Guide and Application*. Department of Ecology and Evolutionary Biology, University of Connecticut, Storrs.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), The Nature Conservancy-Programa México (TNC) & Pronatura. 2007. *Sitios prioritarios terrestres para la conservación de la biodiversidad, Escala 1: 1000000*. México.
- CONABIO, 2015. *Áreas Naturales Protegidas Estatales, Municipales, Ejidales y Privadas de México 2015. Primera edición*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Tlalpan, D. F.
- Concha-Lozada, C., Gallego, M. C. & L. C. Pardo-Locarno. 2010. Fragmentación de ecosistemas montanos e impactos estructurales y poblacionales sobre la comunidad de escarabajos coprófagos (Col.: Scarabaeinae) en el alto río Cauca, Popayán, Colombia. *Boletín Científico Centro de Museos de Historia Natural*, 14(1): 43–55.
- Cortés, J. C. & G. A. Islebe. 2005. Influencia de factores ambientales en la distribución de especies arbóreas en las selvas del sureste de México. *Revista de Biología Tropical*, 53(1-2): 115–133.
- Courtney, S. P. 1986. The ecology of Pierid Butterflies: dynamics and interactions. *Advances in ecological Research*, 15: 51–131.
- Dagobert, K. K., Klimaszewski, J., Mamadou, D., Daouda, A. & D. Mamadou. 2008. Comparing beetle abundance and diversity values along a land use gradient in tropical Africa (Oumé, Ivory Coast). *Zoological Studies*, 47: 429–437.

- De la Maza, E. R. 1975. Notas sobre lepidópteros de Rancho Viejo y Tepoztlán, Morelos, México. Primera parte: Papilionoidea. *Revista de la Sociedad Mexicana de Lepidopterología*, 1: 42–61.
- De la Maza, J. E., White, A. & R. E. de la Maza. 1991. La fauna de mariposas de México. Parte II. Hesperioidea (Lepidoptera: Rhopalocera). *Revista de la Sociedad Mexicana de Lepidopterología*, 14: 3–44.
- De la Maza, R. E. & D. Gutiérrez. 1994. Rhopalóceros de Quintana Roo, su distribución, origen y evolución. *Revista de la Sociedad Mexicana de Lepidopterología*, 15: 1–43.
- De la Maza, R. E. & J. E. de la Maza. 1976. Papilionidos del Canon del Novillo, Tamaulipas (Lepidoptera: Papilionidae). *Revista de la Sociedad Mexicana de Lepidopterología*, 2(1): 25–31.
- De la Maza, R. E. & J. E. de la Maza. 1993. *Mariposas de Chiapas*. México, Gobierno del Estado de Chiapas. 224 pp.
- De la Maza, R. E., De la Maza, J. E. & A. White. 1989. La fauna de mariposas de México. Parte I. Papilionoidea (Lepidoptera: Rhopalocera). *Revista de la Sociedad Mexicana de Lepidopterología*, 12: 39–98.
- De la Maza, R. R. 1987. *Mariposas mexicanas*. Fondo de Cultura Económica, México, D. F. 301 pp.
- Dennis, R. L. 2004. Butterfly habitats, broad-scale biotope affiliations, and structural exploitation of vegetation at finer scales: the matrix revisited. *Ecological Entomology*, 29(6): 744–752.
- DeVries, J. P. 1987. *The butterflies of Costa Rica and their natural history, vol. I. Papilionidae, Pieridae and Nymphalidae*. Princeton Academic Press, New Jersey. 327 pp.

- DeVries, J. P. 1997. *The butterflies of Costa Rica and their natural history. Vol. II. Riodinidae*. Princeton Academic Press, New Jersey. 288 pp.
- DeVries, P. J. & T. R. Walla. 2001. Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies. *Biological journal of the Linnean Society*, 74: 1–15.
- DeVries, P. J., Murray, D. & R. Lande. 1997. Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. *Biological journal of the Linnean Society*, 62(3): 343–364.
- DeVries, P. J., Walla, T. R. & H. F. Greeney. 1999. Species diversity in spatial and temporal dimensions of fruit-feeding butterflies from two Ecuadorian rainforests. *Biological Journal of the Linnean Society*, 68(3): 333–353.
- DeWalt, S. J., Maliakal, S. K. & J. S. Denslow. 2003. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management*, 182: 139–151.
- Díaz-Batres, M. E., Llorente, J. B., Vargas, I. F. & A. M. Luis. 2001. Papilionoidea (Lepidoptera) de la Reserva de la Biosfera "La Michilía" en Durango, México. Pp. 35–56. In: M. Vargas, O. J. Polanco & G. Zúñiga (coords.). *Contribuciones entomológicas. Homenaje a la Dra. Isabel Bassols*. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional, México, D. F.
- Didham, R. K. 1997. An overview of invertebrate responses to forest fragmentation. Pp. 303–320. In: A. D. Watt, N. E. Stork & M. D. Hunter (eds.). *Forests and Insects*. Chapman and Hall, London U. K.
- Didham, R. K., Hammond, P. M., Lawton, J. H., Eggleton, P. & N. E. Stork. 1998. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. *Ecological Monographs*, 68(3): 295–323.

- Dodge, Y. 2008. *The concise encyclopedia of statistics*. Springer Science & Business Media, New York. 616 pp.
- Dolédec, S., Chessel, D. & C. Gimaret-Carpentier. 2000. Niche separation in community analysis: a new method. *Ecology*, 81(10): 2914–2927.
- Dray, S., Chessel, D. & J. Thioulouse. 2003. Co-inertia analysis and the linking of ecological data tables. *Ecology*, 84: 3078–3089.
- Dumbrell, A. J. & J. K. Hill. 2005. Impacts of selective logging on canopy and ground assemblages of tropical forest butterflies: implications for sampling. *Biological Conservation*, 125: 123–131.
- Ehrlich, P. R. & A. H. Ehrlich. 1961. *How to know the Butterflies*. Wm. C. Brown Company publishers, Dubuque, Iowa. 262 pp.
- Ehrlich, P. R. & I. Hanski. 2004. *On the wings of checkerspots: a model system for population biology*. Oxford University Press, New York. 408 pp.
- Ehrlich, P. R. 1958. The comparative morphology, phylogeny and higher classification of the butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea). *University of Kansas Science Bulletin*, 39: 305–364.
- Ehrlich, P. R. 1984. The structure and dynamics of butterfly populations. Pp. 25–40. In: R. I. Vane-Wright & P. R. Ackery (eds.). *The biology of butterflies*. Royal Entomological Society, London.
- Ehrlich, P. R. 2004. Butterflies, test systems, and biodiversity. Pp. 1–6. In: C. L. Boggs, W. B. Watt & P. R. Ehrlich (eds.). *Butterflies: ecology and evolution taking flight*. The University of Chicago Press.
- Eliot, J. N. 1973. The higher classification of the Lycaenidae (Lepidoptera): a tentative arrangement. *Bulletin of the British Museum (Natural History) (Entomology)*, 28: 371–505.

- Eliot, J. N. 1990. Notes on the genus *Curetis* Hubner (Lepidoptera, Lycaenidae). *Transactions of the lepidopterological Society of Japan*, 41(4): 201–225.
- Erhardt, A. & I. Baker. 1990. Pollen amino acids – an additional diet for a nectar feeding butterfly? *Plant Systematics and Evolution*, 169: 111–121.
- Escobar, A., García, J. & L. J. García. 2014. Riqueza y biogeografía de las palomillas Sphingidae y Saturniidae (Lepidoptera: Heterocera) en el Área Natural Protegida Altas Cumbres, Tamaulipas. Pp. 205–233. In: A. Correa, J. V. Horta, J. García & L. Barrientos (eds.). *Biodiversidad Tamaulipeca. Vol. 2*. Dirección General de Educación Superior Tecnológica, Instituto Tecnológico de Cd. Victoria, Tamaulipas, México.
- Escobar, F. & P. Chacón. 2000. Distribución espacial y temporal en un gradiente de sucesión de la fauna de coleópteros coprófagos (Scarabaeinae, Aphodiinae) en un bosque tropical montano, Nariño-Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 48(4): 961–975.
- Escobar, F. 1997. Estudios de la comunidad de coleópteros coprófagos (Scarabaeidae) en un remanente de bosque seco al norte del Tolima, Colombia. *Caldasia*, 19(3): 419–430.
- Escobar, F., Lobo, J. M. & G. Halffter. 2005. Altitudinal variation of dung beetle (Scarabaeidae: Scarabaeinae) assemblages in the Colombian Andes. *Global Ecology and Biogeography*, 14: 327–337.
- Fahrig, L. & A. A. 1996. Population structure, habitat fragmentation and biodiversity. *Revista Chilena de Historia Natural*, 69: 5–13.
- Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on species extinction. *Journal of Wildlife Management*, 61: 603–610.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1): 487–515.

- Fattorini, S. 2006. A new method to identify important conservation areas applied to the butterflies of the Aegean Islands (Greece). *Animal Conservation*, 9(1): 75–83.
- Favila, M. E. & G. Halffter. 1997. The use of indicator groups for measuring biodiversity as related to community structure and function. *Acta zoologica mexicana*, 72: 1–25.
- Fermon, H., Waltert, M., Vane-Wright, R. I. & M. Mühlenberg. 2005. Forest use and vertical stratification in fruit-feeding butterflies of Sulawesi, Indonesia: impacts for conservation. *Biodiversity and Conservation*, 14(2): 333–350.
- Fisher, R. A., Corbet, A. S. & C. B. Williams. 1943. The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *Journal of Animal Ecology*, 12: 42–58.
- Flores, V. O. & P. Gerez. 1994. *Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo*. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México/ Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D. F. 439 pp.
- Forman, R. T. T. 1995. *Land Mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, New York, U.S.A. 632 pp.
- Freitas, A. V. L. & K. S. Brown. 2004. Phylogeny of the Nymphalidae (Lepidoptera). *Systematic Biology*, 53(3): 363–383.
- Freitas, A. V. L. 1996. Population biology of *Heterosais edessa* (Nymphalidae) and its associated Atlantic forest Ithomiinae community. *Journal of the Lepidopterists' Society*, 50: 273–289.
- Freitas, A. V. L., Vasconcellos-Neto, J., Vanini, F., Trigo, J. R. & K. S. Brown Jr. 2001. Population studies of *Aeria olena* and *Tithorea harmonia* (Nymphalidae, Ithomiinae) in Southeastern Brazil. *Journal of the Lepidopterists' Society*, 55: 150–157.

- Fuentes, P. V. & E. Camero. 2006. Estudio de la fauna de escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) en un Bosque Húmedo Tropical de Colombia. *Entomotropica*, 21(3): 133–143.
- Galassi, D. M., Stoch, F., Fiasca, B., Di Lorenzo, T. & E. Gattone. 2009. Groundwater biodiversity patterns in the Lessinian Massif of northern Italy. *Freshwater Biology*, 54(4): 830–847.
- García, E., Romo, H., Monteys, V. S. I., Munguira, M. L., Baixeras, J., Moreno, A. V. & J. L. Y. García. 2015. Orden Lepidoptera. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)*, 65: 1–21.
- García, J. C. & L. C. Pardo. 2004. Escarabajos Scarabaeinae saprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) en un bosque muy húmedo premontano de los Andes Occidentales Colombianos. *Ecología Aplicada*, 3(1-2): 59–63.
- García, J. F., Ospina, L. A., Villa, F. A., & G. Reinoso. 2007. Diversidad y distribución de mariposas Satyrinae (Lepidoptera: Nymphalidae) en la cuenca del río Coello, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 55(2): 645–653.
- García-Barros, E. 1999. Filogenia y evolución de Lepidoptera. Pp. 475–483. In: A. Melic, J. J. De Haro, M. Méndez & I. Ribera (eds.). *Evolución y filogenia de Arthropoda*. Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa, 26.
- García-Jiménez, J. 2005. Las mariposas del municipio de Victoria y algunas áreas circunvecinas del centro del estado de Tamaulipas, México. Pp. 138–150. In: L. Barrientos, A. Correa, J. V. Horta & J. García (eds.). *Biodiversidad Tamaulipeca. Vol. 1*. Dirección General de Educación Superior Tecnológica, Instituto Tecnológico de Cd. Victoria, Tamaulipas, México.
- García-Jiménez, J., Ruíz, E., Luna, J. F. & A. Moreno. 2009. Aspectos de la diversidad de Lepidoptera (Papilionoidea y Hesperioidea) del Área Natural Protegida Altas Cumbres, Victoria, Tamaulipas, México. Pp. 53–60. In: E. Ruíz-Cancino & J. M.



Coronado (eds.). *Taller Internacional de Recursos Naturales. Memoria*. Cd. Victoria, Tamaulipas, México.

- Gardner, T. A., Barlow, J., Araujo, I. S., Ávila-Pires, T. C., Bonaldo, A. B., Costa, J. E., Esposito, M. C., Ferreira, L. V., Hawes, J., Hernandez, M. I. M., Hoogmoed, M. S., Leite, R. N., Man-Hung, Lo-N.F., Malcolm, J. R., Martins, M. B., Mestre, L. A. M., Miranda-Santos, R., Overal, W. L., Parry, L., Peters, S. L., Ribeiro-Junior, M. A., da Silva, M. N. F., Motta C. S. & C. A. Peres. 2008. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecology letters*, 11(2): 139–150.
- Garwood, K. & R. Lehman. 2005. *Butterflies of Northeastern Mexico. Nuevo León, San Luis Potosí and Tamaulipas. A Photographic Checklist. 2nd Edition*. Eye Scry Publishing, McAllen, Texas. 194 pp.
- Gastón, K. J. & T. M. Blackburn. 2000. *Pattern and process in macroecology*. Blackwell Science. Oxford, United Kingdom. 377 pp.
- Gentry, A. H. 1982. Patterns of Neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology*, 15: 1–84.
- Gilbert, F., González, A. & I. Evans-Freke. 1998. Corridors maintain species richness in the fragmented landscapes of a microecosystem. *Proceedings of the Royal Society of London (B)*, 265: 577–582.
- Gilbert, L. E. 1984. The biology of butterfly communities. Pp. 41–54. In: R. I. Vane-Wright & P. R. Ackery (eds.). *The biology of butterfly*. Academic Press, Londres.
- Glassberg, J. 2007. *A swift guide to the butterflies of Mexico and Central America*. Sunstreak books. Morristown, New Jersey. 266 pp.
- Gómez-Anaya, J. A., Novelo-Gutiérrez, R., Ramírez, A. & R. Arce-Pérez. 2014. Using empirical field data of aquatic insects to infer a cut-off slope value in asymptotic models to assess inventories completeness. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 218–227.

- González-Valdivia, N. A., Pozo, C., Ochoa-Gaona, S., Ferguson, B. G., Cambranis, E., Lara, O. & C. Kampichler. 2016. Nymphalidae frugívoras (Lepidoptera: Papilionoidea) asociadas a un ecomosaico agropecuario y de bosque tropical lluvioso en un paisaje del sureste de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(2): 451–464.
- Gotelli, N. J. & A. Chao. 2013. Measuring and estimating species richness, species diversity, and biotic similarity from sampling data. Pp. 195–211. In: S. A. Levin (ed.). *Encyclopedia of biodiversity. Second edition, volume 5*. Academic Press, Waltham, Massachusetts.
- Gotelli, N. J. & G. R. Graves. 1996. *Null models in ecology*. Smithsonian Institution Press, Washington D. C. 368 pp.
- Gotelli, N. J. & R. K. Colwell. 2011. Estimating species richness. Pp. 39 – 54. In: A. E. Magurran & B. J. McGill (eds.). *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press.
- Grez, A. A. & E. Prado. 2000. Effect of plant patch shape and surrounding vegetation on the dynamics of predatory Coccinellids and their prey, the cabbage aphid *Brevicoryne brassicae* (Hemiptera: Aphididae). *Environmental Entomology*, 29: 1244–1250.
- Grez, A. A. 1997. Effect of habitat subdivision on the population dynamics of herbivorous and predatory insects. *Revista Chilena de Historia Natural*, 70: 481–490.
- Grinnell, J. 1917. Field tests of theories concerning distributional control. *The American Naturalist*, 51: 115–128.
- Guisan, A. & N. E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135: 147–186.
- Halffter, G. & C. E. Moreno. 2005. Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma. Pp. 5–18. In: G. Halffter, J. Soberón. P. Koleff & A. Melic (eds.). *Sobre*

*diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma*. M3m: Vol. 4, SEA, Zaragoza, España.

- Halffter, G. & M. E. Favila. 1993. The Scarabaeinae (Insecta: Coleoptera) an animal group for analysing, inventorying and monitoring biodiversity in tropical rainforest and modified landscapes. *Biology International*, 27: 15–21.
- Halffter, G. 1976. Distribución de los insectos en la Zona de Transición Mexicana: Relaciones con la entomofauna de Norteamérica. *Folia Entomológica Mexicana*, 35: 1–64.
- Halffter, G. 1987. Biogeography of the montane entomofauna of Mexico and Central America. *Annual review of entomology*, 32(1): 95–114.
- Hall, J. P. & D. J. Harvey. 2002. A survey of androconial organs in the Riodinidae (Lepidoptera). *Zoological Journal of the Linnean Society*, 136(2): 171–197.
- Hall, J. P. & K. R. Willmott. 2000. Patterns of feeding behavior in adult male riodinid butterflies and their relationship to morphology and ecology. *Biological Journal of the Linnean Society*, 69: 1–23.
- Hall, J. P. 2003. Phylogenetic reassessment of the five forewing radial-veined tribes of Riodininae (Lepidoptera: Riodinidae). *Systematic Entomology*, 28(1): 23–38.
- Hamer, K. C., Hill, J. K., Lace, L. A. & A. M. Langan. 1997. Ecological and biogeographical effects of forest disturbance on tropical butterflies of Sumba, Indonesia. *Journal of Biogeography*, 24: 67–75.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T. & P. D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 1–9.
- Harvey, D. J. 1987. *The Higher Classification of the Riodinidae (Lepidoptera)*. Ph.D. Thesis, Austin, University of Texas. 223 pp.

- Harvey, D. J. 1991. Appendix B. Higher classification of the Nymphalidae. Pp. 255–273. In: H. F. Nijhout (ed.). *The development and evolution of butterfly wing patterns*. Smithsonian Institution Press. Washington, D. C.
- Hayek, C. L. & M. A. Buzas. 1997. *Surveying Natural Populations*. Columbia University Press. New York, N.Y., USA. 563 pp.
- Heppner, J. B. 1991. Faunal regions and the diversity of Lepidoptera. *Tropical Lepidoptera*, 2(Supplement 1):1–85.
- Hernández-Baz, F., Llorente, J. B., Luis, A. M. & I. F. Vargas. 2010. *Las Mariposas de Veracruz*. Editora de Gobierno del estado de Veracruz, México. 221 pp.
- Hernández-Mejía, C., Llorente, J. B., Vargas, I. F. & A. M. Luis. 2008a. Las mariposas (Hesperioidea y Papilionoidea) de Malinalco, Estado de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 79: 117–130.
- Hernández-Mejía, C., Vargas, I. F., Luis, A. M. & J. B. Llorente. 2008b. Distribución de las mariposas diurnas (Lepidoptera: Hesperioidea y Papilionoidea) del Estado de México, México. *Revista de Biología Tropical*, 56: 309–1341.
- Hill, J. K. & K. C. Hamer. 1998. Using species abundance models as indicators of habitat disturbance in tropical forests. *Journal of Applied Ecology*, 35: 458–460.
- Hill, J. K., Hamer, K. C., Lace, A. L. & T. M. Banham. 1995. Effects of selective logging on tropical forest butterflies on Buru, Indonesia. *Journal of Applied Ecology*, 32: 754–760.
- Hill, M. O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2): 427–432.
- Hirzel, A. H. & G. Le Lay. 2008. Habitat suitability modelling and niche theory. *Journal of Applied Ecology*, 45(5): 1372–1381.

- Holloway, J. D. 1985. Moths as indicator organisms for categorizing rain forest and monitoring changes and regenerating processes. Pp. 235–242. In: A. C. Chadwick & S. L. Sutton (eds.). *Tropical rainforest: the Leeds symposium*. Philosophical and Literary Society, London, UK.
- Hortal, J., Borges, P. A. & C. Gaspar. 2006. Evaluating the performance of species richness estimators: sensitivity to sample grain size. *Journal of Animal Ecology*, 75: 274–287.
- Hughes, R. G. 1986. Theories and models of species abundance. *The American Naturalist*, 128: 879–899.
- Hutchinson, G. E. 1957. Cold spring harbor symposium on quantitative biology. *Concluding remarks*, 22: 415–427.
- Janzen, D. H. & P. G. Waterman. 1984. A seasonal census of phenolics, fibre and alkaloids in foliage of forest trees in Costa Rica: some factors influencing their distribution and relation to host selection by Sphingidae and Saturniidae. *Biological Journal of Linnean Society*, 21(4): 439–454.
- Janzen, D. H. 1987. Insect diversity of a Costa Rican dry forest: why keep it, and how? *Biological Journal of the Linnean Society*, 30(4): 343–356.
- Janzen, D. H. 1988. Ecological characterization of a Costa Rican dry forest caterpillar fauna. *Biotropica*, 20: 120–135.
- Jiménez, A. & J. Hortal. 2003. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología*, 8: 151–161.
- Jiménez, A., Cano, J. M. & M. L. Munguira. 2004. Patrones de diversidad de la fauna de mariposas del Parque Nacional de Cabañeros y su entorno (Ciudad Real, España central) (Lepidoptera, Papilionoidea, Hesperioidea). *Animal Biodiversity and Conservation*, 27(2): 15–24.

- Jiménez, E., Juárez, O. M. & J. R. Padilla. 2011. Estafilínidos (Coleoptera: Staphylinidae) necrófilos de Malinalco, Estado de México. *Dugesiana*, 18: 73–84.
- Jolliffe, I. 2002. *Principal component analysis. 2nd ed.* Springer Verlag. New York. 487 pp.
- Jones, R. E. & J. Rienks. 1987. Reproductive seasonality in the tropical genus *Eurema* (Lepidoptera: Pieridae). *Biotropica*, 19: 7–16.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2): 363–375.
- Jost, L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88(10): 2427–2439.
- Kareiva, P. 1987. Habitat fragmentation and the stability of predator-prey interactions. *Nature*, 326: 388–390.
- Kattan, G. H. & H. Alvarez. 1996. Preservation and management of biodiversity in fragmented landscapes in the colombian andes. Pp. 3–18. In: J. Schelhas & R. S. Greenberg (eds.). *Forest patches in Tropical landscapes*. Washington D.C., Covelo California, E.U.A.
- Kendall, R. O. & W. W. McGuire. 1984. Some new and rare records of Lepidoptera found in Texas. *Bulletin of the Allyn Museum*, 86: 1–50.
- Kendall, R. O. 1964. Larval food plants for twenty six species of Rhopalocera (Papilionoidea) from Texas. *Journal of the Lepidopterists' Society*, 18: 129–157.
- Kendall, R. O. 1975. Larval foodplants for seven species of hairstreaks (Lycaenidae) from Mexico. *Bulletin of the Allyn Museum*, 24: 1–4.
- Kendall, R. O. 1976. Larval foodplants and life history for some metalmarks (Lepidoptera: Riodinidae) from Mexico and Texas. *Bulletin of the Allyn Museum*, 32: 1–12.

- Kerr, J. T., Sugar, A. & L. Packer. 2000. Indicator taxa, rapid biodiversity assessment, and nestedness in an endangered ecosystem. *Conservation Biology*, 14(6): 1726–1734.
- Kitahara, M. & K. Fujii. 1994. Biodiversity and community structure of temperate butterfly species within a gradient of human disturbance: an analysis based on the concept of generalist vs specialist strategies. *Researches on Population Ecology*, 36: 187–199.
- Kitching, R. L., Orr, A. G., Thalib, L., Mitchell, H., Hopkins, M. S. & A. W. Graham. 2000. Moth assemblages as indicators of environmental quality in remnants of upland Australian rain forest. *Journal of applied Ecology*, 37(2): 284–297.
- Koleff, P., Soberón, J., Arita, H. T., Dávila, P., Flores-Villela, O., Golubov, J., Halfpter, G., Lira-Noriega, A., Moreno, C. E., Moreno, E., Munguía, M., Murguía, M., Navarro-Sigüenza, A. G., Téllez, O., Ochoa-Ochoa, L., Peterson A. T. & P. Rodríguez. 2008. Patrones de diversidad espacial en grupos selectos de especies. Pp. 323–364. In: CONABIO (ed.). *Capital natural de México. Vol. I: conocimiento actual de la biodiversidad*. Conabio, México, D. F.
- Krebs, C. J. 1985. *Ecología. Estudio de la distribución y abundancia*. Harla México, D. F. 753 pp.
- Kremen, C. 1992. Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring. *Ecological applications*, 2(2): 203–217.
- Kremen, C. 1994. Biological inventory using target taxa: a case study of the butterflies of Madagascar. *Ecological applications*, 4(3): 407–422.
- Kremen, C., Colwell, R. K., Erwin, T. L., Murphy, D. D., Noss, R. A. and M. A. Sanjayan. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation biology*, 7(4): 796–808.
- Kremen, C., Lees, D. C. & J. P. Fay. 2004. Butterflies and conservation planning in Madagascar: from pattern to practice. Pp. 517–540. In: C. L. Boggs, W. B. Watt

- & P. R. Ehrlich (eds.). *Butterflies: ecology and evolution taking flight*. University of Chicago Press, Chicago.
- Kuznetsov, V. I. & A. A. Stekolnikov. 2001. New approaches to the system of Lepidoptera of the world fauna (on the base of functional morphology of abdomen). *Proceedings of the Zoological Institute of St. Petersburg*, 282: 1–462.
- Lamas, G. 1977. Bibliografías de catálogos y listas regionales de mariposas (Rhopalocera) de América Latina. *Publicaciones especiales Sociedad Mexicana de Lepidopterología*, 2: 1–44.
- Lamas, G. 1984. Los Papilionoidea (Lepidoptera) de la zona Reservada de Tambopata, Madre de Dios, Perú. I Papilionidae, Pieridae y Nymphalidae (en parte). *Revista Peruana de Entomología*, 27: 59–73.
- Lamas, G. 1987. Nuevas adiciones a la bibliografía de catálogos y listas regionales de mariposas de América Latina (Rhopalocera). *Revista de la Sociedad Mexicana de Lepidopterología*, 11: 17–23.
- Lamas, G., Robbins, R. G. & W. D. Field. 1995. Bibliography of butterflies: An annotated bibliography of the Neotropical butterflies and skippers (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperioidea), vol. 124. In: J. B. Heppner (ed.). *Atlas of Neotropical Lepidoptera*. Scientific, Gainesville, Florida. 463 pp.
- Laurance, W. F. & R. O. Birregaard. 1997. *Tropical Forest Remnants: the ecology, conservation, and management of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago. 616 pp.
- Lavergne, S., Thompson, J. D., Garnier, E. & M. Debussche. 2004. The biology and ecology of narrow endemic and widespread plants: a comparative study of trait variation in 20 congeneric pairs. *Oikos*, 107(3): 505–518.
- Lefkovitch, L. P. & L. Fahrig. 1985. Spatial characteristics of habitat patches and population survival. *Ecological Modelling*, 30: 297–308.



- Leibold, M. A. 1995. The niche concept revisited: mechanistic models and community context. *Ecology*, 76(5): 1371–1382.
- Lewinsohn, T. M. & T. Roslin. 2008. Four ways towards tropical herbivore megadiversity. *Ecology Letters*, 11(4): 398–416.
- Lien, V. V. & D. Yuan. 2003. The differences of butterfly (Lepidoptera, Papilionoidea) communities in habitats with various degrees of disturbance and altitudes in tropical forests of Vietnam. *Biodiversity and Conservation*, 12(6): 1099–1111.
- Llorente, J. B. & A. M. Luis. 1993. A conservation oriented analysis of Mexican butterflies: the Papilionidae (Lepidoptera: Papilionoidea). Pp. 147–177. In: T. P. Ramammorthy, J. Fa, R. Bye & A. Lot (eds.). *The biological diversity of Mexico: origins and distributions*. Oxford University Press, New York.
- Llorente, J. B. & A. M. Luis. 1998. Análisis conservacionista de las mariposas mexicanas: Papilionidae (Lepidoptera, Papilionoidea). Pp. 148–178. In: T. P. Ramammorthy, R. Bye, A. Lot & J. Fa (eds.). *Diversidad Biológica de México: orígenes y distribución*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F.
- Llorente, J. B. 1984. Sinopsis sistemática y biogeográfica de los Dismorphiinae de México con especial referencia del género *Enantia* Huebner (Lepidoptera: Pieridae). *Folia Entomológica Mexicana*, 58: 1–207.
- Llorente, J. B., Luis, A. M. & I. F. Vargas. 1990. Catálogo sistemático de los Hesperioidea de México. *Publicaciones especiales del Museo de Zoología, UNAM*, 1: 1–70.
- Llorente, J. B., Luis, A. M. & I. F. Vargas. 2006a. Apéndice general de Papilionoidea: Lista sistemática, distribución estatal y provincias biogeográficas. Pp. 945–1009. In: J. J. Morrone & J. Llorente (eds.). *Componentes bióticos principales de la entomofauna mexicana, vol. II*. Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F.

- Llorente, J. B., Luis, A. M., Vargas, I. F. & A. D. Warren. 2004. Butterflies of the state of Nayarit, México. *Journal of the Lepidopterists' Society*, 58: 203–222.
- Llorente, J. B., Luis, A. M., Vargas, I. F. & J. Soberón. 1993. Biodiversidad de las mariposas: su conocimiento y conservación en México. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural*, 44: 313–324.
- Llorente, J. B., Oñate, L. O., Luis, A. M. & I. F. Vargas. 1997. *Papilionidae y Pieridae de México: distribución geográfica e ilustración*. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México/ Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, México, D. F. 235 pp.
- Llorente, J. B., Trujano, M. O., Luis, A. M., Castro, J. & I. F. Vargas. 2006b. Patrones de distribución de la familia Pieridae (Lepidoptera) de México. Pp. 715–770. In: J. J. Morrone & J. B. Llorente (eds.). *Componentes bióticos principales de la entomofauna mexicana, vol. II*. Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM, México, D. F.
- Llorente, J. B., Vargas, I. F., Luis, A. M., Trujano, M. O., Hernández, C. M. & A. D. Warren. 2014. Biodiversidad de Lepidoptera en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85: 353–371.
- Lovejoy, T. E., Bierregaard, R. O., Rylands, A. B., Malcolm, J. R., Quintela, C. E., Harper, L. H., Brown, K. S., Powell, A. H., Powell, G. V. N., Schubart, H. O. R. & M. B. Hays. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. Pp. 257–285. In: M. E. Soulé (ed.). *Conservation Biology: The Science of scarcity and diversity*. Sunderland, Massachusetts.
- Lovejoy, T. E., Rankin, J. M., Bierregaard, R. O. Jr., Brown, K. S. Jr., Emmons, L. H. & M. E. Van der voort. 1984. Ecosystem decay of Amazon forest remnants. Pp. 295–325. In: M. H. Nitecki (ed.). *Extinctions*. University of Chicago Press, Chicago.

- Lozano-Zambrano, F. H., Ulloa-Chacón, P. & I. Armbrrecht. 2009. Hormigas: relaciones especies-área en fragmentos de bosque seco tropical. *Neotropical Entomology*, 38(1); 44–54.
- Luis, A. M. & J. B. Llorente. 1990. Mariposas en el Valle de México: Introducción e historia 1. Distribución local y estacional de los Papilionoidea de la cañada de los Dínamos, Magdalena Contreras, D. F., México. *Folia Entomológica Mexicana*, 78: 95–198.
- Luis, A. M., Llorente, J. B. & I. F. Vargas. 2003a. *Nymphalidae de México I. Danainae, Apaturinae, Biblidinae y Heliconiinae: distribución geográfica e ilustración*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/ Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F. 249 pp.
- Luis, A. M., Llorente, J. B. & I. F. Vargas. 2005. Una megabase de datos de mariposas de México y la regionalización biogeográfica. Pp. 269–294. In: J. B. Llorente & J. J. Morrone (eds.). *Regionalización biogeográfica en Iberoamérica y tópicos afines: primeras jornadas biogeográficas RIBES*. Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM, México, D. F.
- Luis, A. M., Llorente, J. B., Vargas, I. F. & A. D. Warren. 2003b. Biodiversity and biogeography of mexican butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea and Hesperoidea). *Proceedings of the Entomological Society of Washington*, 105: 209–224.
- Luis, A. M., Llorente, J. B., Vargas, I. F. & A. L. Gutiérrez. 2000. Síntesis preliminar del conocimiento de los Papilionoidea (Lepidoptera: Insecta) de México. Pp. 275–285. In: F. Martín, J. Morrone & A. Melic (eds.). *Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa 1*. Monografías Tercer Milenio.
- Luis, A. M., Llorente, J. B., Vargas, I. F. & C. Pozo. 2010. *Nymphalidae de México III. Nymphalinae: distribución geográfica e ilustración*. Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM, México, D. F. 196 pp.

- Luis, A. M., Llorente, J. B., Vargas, I. F. & F. Hernández-Baz. 2011. Mariposas diurnas Papilionoidea y Hesperioidea (Insecta: Lepidoptera). Pp. 339–354. In: A. A. Cruz, F. G. Lorea, V. O. Hernández & J. E. Morales (eds.). *La biodiversidad de Veracruz. Estudio de estado, Vol. II*. Consejo Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/ Gobierno del Estado de Veracruz/ Universidad Veracruzana/ Instituto de Ecología, Xalapa, Veracruz.
- Luis, A. M., Llorente, J. B., Warren, A. D. & I. F. Vargas. 2004. Los lepidópteros: papilionoideos y hesperioideos. Pp. 331–356. In: A. J. García-Mendoza, M. J. Ordóñez & M. A. Briones-Salas (eds.). *Biodiversidad de Oaxaca*. Instituto de Biología, UNAM/ Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza/ WWF, México, D. F.
- Luis, A. M., Trujano, M. O., Llorente, J. B. & I. F. Vargas. 2006. Patrones de distribución de las subfamilias Danainae, Apaturinae, Biblidinae y Heliconiinae (Lepidoptera: Nymphalidae). Pp. 147–770. In: J. J. Morrone & J. B. Llorente (eds.). *Componentes bióticos principales de la entomofauna mexicana, vol. II*. Las prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM, México, D. F.
- Luis, A. M., Vargas, I. F. & J. B. Llorente. 1991. Lepidopterofauna de Oaxaca I. Distribución y fenología de los Papilionoidea de la sierra de Juárez. *Publicaciones especiales del Museo de Zoología, UNAM*, 3: 1–121.
- Luis, A. M., Vargas, I. F. & J. B. Llorente. 1996. Síntesis de los Papilionoidea (Rhopalocera: Lepidoptera) del estado de Veracruz. *Folia Entomológica Mexicana*, 93: 91–133.
- Luna-Reyes, M. & J. B. Llorente. 2004. Papilionoidea (Lepidoptera: Rhopalocera) de la Sierra Nevada, México. *Acta zoológica mexicana*, 20(2): 79–102.
- Luna-Reyes, M., Llorente, J. B. & A. M. Luis. 2008. Papilionoidea de la sierra de Huautla, Morelos y Puebla, México (Insecta: Lepidoptera). *Revista de Biología Tropical*, 56: 1677–1716.

- Luna-Reyes, M., Llorente, J. B., Luis, A. M. & I. F. Vargas. 2010. Composición faunística y fenología de las mariposas (Rhopalocera: Papilionoidea) de Cañón de Lobos, Yautepec, Morelos, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81: 315–342.
- Luna-Reyes, M., Luis, A. M., Vargas, I. F. & J. B. Llorente. 2012. Mariposas del estado de Morelos, México (Lepidoptera: Papilionoidea). *Revista mexicana de biodiversidad*, 83(3): 623–666.
- Lyytinen, A., Brakefield, P. M., Lindström, L. & J. Mappes. 2004. Does predation maintain eyespot plasticity in *Bicyclus anynana*? *Proceedings of the Royal Society of London B*, 271: 279–283.
- Maciel, C. A., Manríquez, N., Octavio, P. & G. Sánchez. 2015. El área de distribución de las especies: revisión del concepto. *Acta universitaria*, 25(2): 3–19.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing. Oxford, United Kingdom. 256 pp.
- Majer, J. D. & G. Beeston. 1996. The biodiversity integrity index: an illustration using ants in Western Australia. *Conservation Biology*, 10(1): 65–73.
- Mallet, J. 1986. Hybrid zones of *Heliconius* butterflies in Panama and the stability and movement of warning colour clines. *Heredity*, 56(2): 191–202.
- Manly, B. F. J. 1998. *Multivariate statistical methods, segunda edición*. *Conservation Biology Series 9*. Chapman & Hall, London. 233 pp.
- Margalef, R. 1972. Homage to Evelyn Hutchinson, or why there is an upper limit to diversity? *Connecticut Academy of Arts and Sciences*, 44: 211–235.
- Martínez, N. J., Cañas, L. M., Rangel, J. L., Barraza, J. M., Montes, J. M. & O. R. Blanco. 2010. Coleópteros coprófagos (Scarabaeidae: Scarabaeinae) en un fragmento de bosque seco tropical en el departamento del Atlántico, Colombia. *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle*, 11(1): 21–30.

- Martínez-Noble, J. I., Meléndez-Ramírez, V., Delfín-González, H. & C. Pozo. 2015. Mariposas de la selva mediana subcaducifolia de Tzucacab, con nuevos registros para Yucatán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 86(2): 348–357.
- Mateo, R. G., Felicísimo, A. M. & J. Muñoz. 2011. Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84: 217–240.
- May, R. M. 1981. *Theoretical ecology: principles and applications*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK. 489 pp.
- Maya-Martínez, A., Pozo, C. & E. May Uc. 2005. Las mariposas (Rhopalocera: Papilionidae, Pieridae y Nymphalidae) de la selva alta subperennifolia de la región de Calakmul, México, con nuevos registros. *Folia Entomológica Mexicana*, 44: 123–143.
- Maya-Martínez, A., Pozo, C. & J. J. Schmitter-Soto. 2009. Distribution patterns of Charaxinae (Lepidoptera: Nymphalidae) in Yucatan Peninsula, Mexico. *Acta zoologica mexicana*, 25(2): 283–301.
- McAlpine, W. S. 1971. A revision of the butterfly genus *Calephelis* (Riodininae). *Journal of Research on the Lepidoptera*, 10: 1–125.
- Meléndez, E. 2015. *Diversidad y distribución de las mariposas diurnas (Lepidoptera: Papilionoidea y Hesperioidea) en el Cerro Bufa El Diente, Municipio de San Carlos, Tamaulipas, México*. Tesis. Instituto Tecnológico de Cd. Victoria, Tamaulipas. 326 pp.
- Meléndez, E., Cantú, C. M., García, J., Patiño, A. M. & C. Sánchez. 2016. Papilionidae (Lepidoptera: Rhopalocera) de la Sierra de San Carlos, Tamaulipas, México. *Entomología mexicana*, 3: 843–849.
- Meléndez, E., García, J. & C. M. Cantú. 2015. Pieridae (Lepidoptera: Rhopalocera) del Cerro Bufa El Diente, municipio de San Carlos, Tamaulipas, México. *Entomología Mexicana*, 2: 863–869.

- Metropolis, N. & S. Ulam. 1949. The monte carlo method. *Journal of the American statistical association*, 44: 335–341.
- Miller, J. S. 1987. Phylogenetic studies in the Papilioninae (Lepidoptera: Papilionidae). *Bulletin of the american Museum of Natural History*, 186: 365–512.
- Molina-Martínez, A. & J. L. León-Cortés. 2006. Movilidad y especialización ecológica como variables que afectan la abundancia y distribución de Lepidópteros papiliónidos en el Sumidero, Chiapas, México. *Acta zoológica mexicana*, 22(3): 29–52.
- Molleman, F., Kop, A., Brakefield, P. M., De Vries, P. J. & B. J. Zwaan. 2006. Vertical and temporal patterns of biodiversity of fruit feeding butterflies in a tropical forest in Uganda. *Biodiversity and Conservation*, 15: 107–121.
- Moreno, C. E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza. 84 pp.
- Morón, M. A. & R. A. Terrón. 1984. Distribución altitudinal y estacional de los insectos necrófilos en la Sierra Norte de Hidalgo, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 3: 1–47.
- Morón, M. A. 1997. Inventarios faunísticos de los Coleoptera: Melolonthidae neotropicales con potencial como bioindicadores. *Giornale Italiano di Entomologia*, 8: 265–274.
- Morrone, J. J. & J. Márquez. 2008. Biodiversity of Mexican terrestrial Arthropods (Arachnida and Hexapoda): a biogeographical puzzle. *Acta zoologica mexicana*, 24: 15–41.
- Muñoz, J. & Á. M. Felicísimo. 2004. Comparison of statistical methods commonly used in predictive modelling. *Journal of Vegetation Science*, 15(2): 285–292.
- Murphy, D. D. & B. A. Wilcox. 1986. On island biogeography and conservation. *Oikos*, 47: 385–387.



- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A. & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853–858.
- Nakagawa, S. & I. C. Cuthill. 2007. Effect size, confidence interval and statistical significance: a practical guide for biologists. *Biological Reviews*, 82: 591–605.
- Naoki, K., Gómez, M. I., López, R. P., Meneses, R. I. & J. Vargas. 2006. Comparación de modelos de distribución de especies para predecir la distribución potencial de vida silvestre en Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 41(1): 65–78.
- Neita, M., César, J., Orozco, A. & B. Ratcliffe. 2006. Escarabajos (Scarabaeidae: Pleurosticti) de la selva baja del bosque pluvial tropical "BP-T", Chocó, Colombia. *Acta zoologica mexicana*, 22(2): 1–32.
- Noriega, J. A. A., Botero, J. P., Viola, M. & G. Fagua. 2007b. Dinámica estacional de la estructura trófica de un ensamblaje de Coleoptera en la Amazonia Colombiana. *Revista Colombiana de Entomología*, 33(2): 157–164.
- Noriega, J. A., Realpe, E. & G. F. González. 2007a. Diversidad de escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) en un bosque de galería con tres estadios de alteración. *Universitas Scientiarum*, 12: 51–63.
- Noss, R. F. 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. *Forest ecology and management*, 115(2): 135–146.
- Novotny, V. & Y. Basset. 2005. Host specificity of insect herbivores in tropical forests. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 272: 1083–1090.
- O'Brien, D. M., Boggs, C. L. & M. L. Fogel. 2003. Pollen feeding in the butterfly *Heliconius charitonia*: isotopic evidence for essential amino acid transfer from pollen to eggs. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 270: 2631–2636.
- Oñate, L. O., Trujano, M. O., Llorente, J. B., Luis, A. M. & I. F. Vargas. 2006. Patrones de distribución de la familia Papilionidae (Lepidoptera). Pp. 661– 714. In: J. J. Morrone & J. B. Llorente (eds.). *Componentes bióticos principales de la*



*entomofauna mexicana*, vol. II. Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM, México, D. F.

- Oostermeijer, J. G. B. & C. A. M. Van Swaay. 1998. The relationship between butterflies and environmental indicator values: a tool for conservation in a changing landscape. *Biological conservation*, 86(3): 271–280.
- Ospina, L. A., García, J. F., Villa, F. A. & G. Reinoso. 2010. Mariposas Pieridae (Lepidoptera: Papilionoidea) de la cuenca del río Coello (Tolima), Colombia. *Revista Actualidades Biológicas*, 32(93): 173–188.
- Owen, D. F. 1971. *Tropical butterflies*. Oxford University Press, London. 215 pp.
- Pearce, J. L. & L. A. Venier. 2006. The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: a review. *Ecological indicators*, 6(4): 780–793.
- Pearson, D. L. & F. Cassola. 1992. WorldWide Species Richness Patterns of Tiger Beetles (Coleoptera: Cicindelidae): Indicator Taxon for Biodiversity and Conservation Studies. *Conservation Biology*, 6(3): 376–390.
- Pearson, D. L. 1994. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, 345: 75–79.
- Pedraza, M., Márquez, J. & J. Gómez-Anaya. 2010. Estructura y composición de los ensamblajes estacionales de coleópteros (Insecta: Coleoptera) del bosque mesófilo de montaña en Tlanchinol, Hidalgo, México, recolectados con trampas de intercepción de vuelo. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81(2): 437–456.
- Peña, C., Wahlberg, N., Weingartner, E., Kodandaramaiah, U., Nylin, S., Freitas, A. V. L. & A. V. Z. Brower. 2006. Higher level phylogeny of Satyrinae butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae) based on DNA sequence data. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 40(1): 29–49.

- Perdomo, F., Vibrans, H., Romero, A., Domínguez, A. & L. Medina. 2004. Análisis de SHE, una herramienta para estudiar la diversidad de malezas. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 27(1): 57–61.
- Pozo, C., Llorente, J., Luis, A., Vargas, I. & N. Salas. 2005a. Reflexiones acerca de los métodos de muestreo para mariposas en las comparaciones biogeográficas. Pp. 203–215. In: J. Llorente & J. J. Morrone. (eds.). *Regionalización biogeográfica en Iberoamérica y tópicos afines: Primeras Jornadas Biogeográficas RIBES*. Las prensas Ciencias, Facultad de Ciencias, UNAM. México, D. F.
- Pozo, C., Luis, A. M., Llorente, J. B., Salas, N., Maya, A. M. & I. F. Vargas. 2008. Seasonality and phenology of butterflies (Lepidoptera: Pieridae, Papilionidae, Nymphalidae, Lycaenidae and Hesperidae) in Calakmul, biosphere reserve. *Florida Entomologist*, 91: 407–422.
- Pozo, C., Luis, A. M., Uc-Tescum, S., Salas, N. & A. M. Maya. 2003. Butterflies (Papilionoidea and Hesperioidea) of Calakmul, Campeche, México. *The Southwestern Naturalist*, 48: 505–525.
- Pozo, C., Salas-Suárez, N., Maya-Martínez, A. & B. Prado-Cuellar. 2005b. Subproyecto Mariposas. Pp. 1–53. In: Pozo, C. & S. Calmé (coord.). *Uso y monitoreo de los recursos naturales en el Corredor Biológico Mesoamericano (áreas focales Xpujil-Zoh Laguna y Carrillo Puerto)*. Colegio de la Frontera Sur, Unidad Chetumal. Informe final Subproyecto Mariposas SNIB-CONABIO BJ002. México, D. F.
- Preston, F. W. 1962. The canonical distribution of commonness and rarity: Part I. *Ecology*, 43: 185–215.
- Pulliam, H. R. 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecology letters*, 3(4): 349–361.

- Raguso, R. A. & J. B. Llorente. 1990. The butterflies (Lepidoptera) of the Tuxtlas Mts., Veracruz, Mexico, revisited: species-richness and habitat disturbance. *Journal of Research on the Lepidoptera*, 29: 105–133.
- Ramirez, L., Chacon, P. & L. M. Constantino. 2007. Diversidad de mariposas diurnas (Lepidoptera: Papilionoidea y Hesperioidea) en Santiago de Cali, Valle del Cauca, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología*, 33(1): 54–63.
- Randa, L. A. & J. A. Yunker. 2006. Carnivore occurrence along an urban-rural gradient: a landscape-level analysis. *Journal of Mammalogy*, 87(6): 1154–1164.
- Rhoades, D. F. 1983. Herbivore population dynamics and plant chemistry. Pp. 155–220. In: R. F. Denno & M. S. McClure (eds.). *Variable plants and herbivores in natural and managed systems*. New York, Academic Press.
- Robbins, R. K. 1988. Male foretarsal variation in Lycaenidae and Riodinidae, and the systematic placement of *Styx infernalis* (Lepidoptera). *Proceedings of the entomological Society of Washington*, 90(3): 356–368.
- Robert, J. H., Escarré, A., García, T. & P. Martínez. 1983. *Fauna Alicantina IV. Lepidópteros ropalóceros, sus plantas nutricias y su distribución geográfica en la provincia de Alicante*. Cuadernos de la Fauna Alicantina, Instituto de Estudios Alicantinos, Serie II, Número 20. 435 pp.
- Rocha-Ortega, M. 2009. *Estructura de dos comunidades de insectos indicadores sobre un gradiente de perturbación y área en dos paisajes de la reserva de los Tuxtlas, Veracruz, México*. Tesis maestría, Instituto de Ecología, A. C. Xalapa. 69 pp.
- Rodríguez, N. S. 1982. *Mariposas del suborden Rhopalocera (Lepidoptera) de Acatlán de Juárez, Jalisco y alrededores*. Tesis, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F. 206 pp.
- Roland, J. 1993. Large-scale forest fragmentation increases the duration of tent caterpillar outbreak. *Oecologia*, 93: 25–30.

- Root, R. B. 1973. Organization of a plant-arthropod association in simple and diverse habitats: the fauna of collards (*Brassica oleracea*). *Ecological Monographs*, 43: 95–124.
- Ross, E. S. 1964a. Life history studies on Mexican butterflies I. Notes on the early stages of four Papilionids from Catemaco, Veracruz. *Journal of Research on the Lepidoptera*, 3: 9–18.
- Ross, E. S. 1964b. Life history studies on Mexican butterflies III. Nine Rhopalocera (Papilionidae, Nymphalidae, Lycaenidae) from Ocotál Chico, Veracruz. *Journal of Research on the Lepidoptera*, 3: 207–229.
- Rydon, A. 1964. Notes on the use of butterfly traps in East Africa. *Journal of the Lepidopterists' Society*, 18(1): 57–58.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. Limusa, México. D. F. 432 pp.
- Rzedowski, J. 1992. El endemismo en la flora fanerogámica de México. Pp. 337–359. In: G. Halffter (comp.). *La diversidad biológica de Iberoamérica I*. Acta Botanica Mexicana, volumen especial.
- Sackmann, P. 2006. Efectos de la variación temporal y los métodos de captura en la eficiencia de un muestreo de coleópteros en la Reserva Natural Loma del Medio, El Bolsón, Río Negro. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 65: 35–50.
- Salinas-Gutiérrez, J. L., Luis, A. M. & J. B. Llorente. 2004. Papilionoidea of the evergreen tropical forests of Mexico. *Journal of the Lepidopterists' Society*, 58: 125–142.
- Salinas-Gutiérrez, J. L., Warren, A. D. & A. M. Luis. 2005. Hesperioidea (Lepidoptera: Rhopalocera) del occidente de México. *Folia Entomológica Mexicana*, 44: 305–320.

- Salinas-Gutiérrez, J. L., Warren, A. D., Luis, A. M. & C. Hernández-Mejía. 2015. Diversity and Distribution of Skippers (Lepidoptera: Hesperioidea: Hesperidae) in Michoacán, Mexico. *Southwestern Entomologist*, 40(4): 789–816.
- Sánchez, G., Lobo, J., Lara, M. & P. Reyes. 1993. Distribución altitudinal y estacional de la entomofauna necrófila en la Reserva de la Biosfera “El Cielo”, Tamaulipas, México. *BIOTAM*, 5: 13–24.
- Sánchez-Reyes, U. J., Niño-Maldonado, S. & R. W. Jones. 2014. Diversity and altitudinal distribution of Chrysomelidae (Coleoptera) in Peregrina Canyon, Tamaulipas, Mexico. *ZooKeys*, 417: 103–132.
- Sánchez-Reyes, U. J., Niño-Maldonado, S., Barrientos-Lozano, L., Clark, S. M. & R. W. Jones. 2016. Faunistic patterns of leaf beetles (Coleoptera, Chrysomelidae) within elevational and temporal gradients in Sierra de San Carlos, Mexico. *ZooKeys*, 611: 11–56.
- Sanchez-Rodriguez, J. F. & A. Baz. 1995. The effects of elevation on the butterfly communities of a Mediterranean mountain, Sierra de Javalambre, central Spain. *Journal of the Lepidopterists Society*, 49(3): 192–207.
- Schultz, C. B. & E. E. Crone. 2008. Using ecological theory to advance butterfly conservation. *Israel Journal of Ecology & Evolution*, 54: 63–68.
- Schulze, C. H., Linsenmair, K. E. & K. Fiedler. 2001. Understorey versus canopy: patterns of vertical stratification and diversity among Lepidoptera in a Bornean rain forest. *Plant Ecology*, 153: 133–152.
- Schweiger, O., Settele, J., Kudrna, O., Klotz, S. & I. Kühn. 2008. Climate change can cause spatial mismatch of trophically interacting species. *Ecology*, 89: 3472–3479.
- Scoble, M. J. 1995. *The Lepidoptera: form, function and diversity*. The Natural History Museum & Oxford University Press, London. 404 pp.

- Scott, J. A. & M. E. Epstein. 1987. Factors affecting phenology in a temperate insect community. *The American Midland Naturalist*, 117: 103–118.
- Scott, J. A. 1979. Hibernial diapause of North American Papilionoidea and Hesperioidea. *Journal of Research on the Lepidoptera*, 18(3): 171–200.
- Scott, J. A. 1986. *The butterflies of North America. A natural history and field guide*. Stanford University Press, Stanford, California. 583 pp.
- Sechrest, W., Brooks, T. M., Fonseca, G. A. B., Konstant, W. R., Mittermeier, R. A., Purvis, A., Rylands, A. B. & J. L. Gittleman. 2002. Hotspots and the conservation of evolutionary history. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(4): 2067–2071.
- Shapiro, A. M. 1975. The temporal component of butterfly species. Diversity. Pp. 181–195. In: M. L. Cody y J. M. Diamond (eds.). *Ecology and evolution of communities*. The Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- Shields, O. 1989. World numbers of butterflies. *Journal of the Lepidopterists' Society*, 43(3): 178–183.
- Soberón, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology letters*, 10: 1115–1123.
- Solís, C., Noriega, J. A. & G. Herrera. 2011. Escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeinae) en tres bosques secos del departamento del Atlántico-Colombia. *Boletín del Museo Entomológico de la Universidad del Valle*, 12(1): 33–41.
- Sollins, P. 1998. Factors influencing species composition in tropical lowland rain forest: does soil matter? *Ecology*, 79: 23–30.
- Sparrow, R. H., Sisk, D. T., Ehrlich, R. P. & D. D. Murphy. 1994. Techniques and guidelines for monitoring neotropical butterflies. *Conservation Biology*, 8: 800–809.

- Spitzer, K., Novotny, V., Tonner, M. & J. Leps. 1993. Habitat preferences, distribution and seasonality of the butterflies (Lepidoptera, Papilionoidea) in a montane tropical rain forest, Vietnam. *Journal of Biogeography*, 20: 109–121.
- StatSoft, Inc. 2007. *STATISTICA (data analysis software system), version 8.0*. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).
- Steffan-Dewenter, I. & T. Tscharntke. 2000. Butterfly community structure in fragmented habitats. *Ecology Letters*, 3(5): 449–456.
- Stork, N. E. 2007. Biodiversity: world of insects. *Nature*, 448: 657–658.
- Sutton, S. L. & N. M. Collins. 1991. Insects and Tropical Forest Conservation. Pp. 405–422. In: N. M. Collins & J. A. Thomas (eds.). *The conservation of insects and their habitats*. Academic Press, London.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M. & F. Jeltsch. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of biogeography*, 31: 79–92.
- Thioulouse, J., Chessel, D., Dolédec, S., Olivier, J. M., Goreaud, F. & R. Pelissier. 2001. *ADE-4 ecological data analysis: exploratory and euclidean methods in environmental sciences*. French National Center for Scientific Research (CNRS), Lyon, France.
- Thioulouse, J., Dolédec, S., Chessel, D. & J. M. Olivier. 1997. ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and computing*, 7(1): 75–83.
- Thomas, C. 1994. Extinction, colonization, and metapopulations: environmental tracking by rare species. *Conservation Biology*, 8(2): 373–378.
- Thompson, K., Hodgson, J. G. & K. J. Gaston. 1998. Abundance–range size relationships in the herbaceous flora of central England. *Journal of ecology*, 86(3): 439–448.

- Thuiller, W., Lavorel, S., Midgley, G. U. Y., Lavergne, S. & T. Rebelo. 2004. Relating plant traits and species distributions along bioclimatic gradients for 88 *Leucadendron* taxa. *Ecology*, 85(6): 1688–1699.
- Townsend, C. R., Harper, J. L. & M. E. Begon. 2006. *Ecology. From Individuals to Ecosystems*. Blackwell Scientific Publications, London. 738 pp.
- Traut, W., Sahara, K. & F. Marec. 2008. Sex chromosomes and sex determination in Lepidoptera. *Sexual Development*, 1(6): 332–346.
- Tsiftsis, S., Tsiripidis, I., Karagiannakidou, V. & D. Alifragis. 2008. Niche analysis and conservation of the orchids of east Macedonia (NE Greece). *Acta Oecologica*, 33: 27–35.
- Tuomisto, H. & A. D. Poulsen. 1996. Influence of edaphic specialization on pteridophyte distribution in neotropical rain forests. *Journal of Biogeography*, 23: 283–293.
- Tyler, H. 1975. *The swallowtail butterflies of North America*. Naturegraph, Healdsburg, California. 192 pp.
- Uehara-Prado, M. & A. V. L. Freitas. 2009. The effect of rainforest fragmentation on species diversity and mimicry ring composition of ithomiine butterflies. *Insect Conservation and Diversity*, 2: 23–28.
- Vargas, I. F., Llorente, J. B. & A. M. Luis. 1991. Lepidopteroфаuna de Guerrero I: Distribución y fenología de los Papilionoidea de la sierra de Atoyac de Álvarez. *Publicaciones especiales del Museo de Zoología, UNAM*, 2: 1–127.
- Vargas, I. F., Llorente, J. B. & A. M. Luis. 1994. Listado lepidopteroфаunístico de la sierra de Atoyac de Álvarez en el estado de Guerrero: notas acerca de su distribución local y estacional (Rhopalocera: Papilionoidea). *Folia Entomológica Mexicana*, 86: 41–178.
- Vargas, I. F., Llorente, J. B. & A. M. Luis. 1999. *Distribución de los Papilionoidea (Lepidoptera: Rhopalocera) de la sierra de Manantlán (250-1,650 m) en los*



*estados de Jalisco y Colima*. Publicaciones Especiales 11, Museo de Zoología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México D. F. 53 pp.

Vargas, I. F., Llorente, J. B., Luis, A. M. & C. Pozo. 2008. *Nymphalidae de México II. Libytheinae, Ithomiinae, Morphinae y Charaxinae: distribución geográfica e ilustración*. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México/ Comisión Nacional para el Uso y Conocimiento de la Biodiversidad, México, D. F. 225 pp.

Vargas, I. F., Luis, A. M., Llorente, J. B. & A. D. Warren. 1996. Butterflies of the state of Jalisco, México. *Journal of the Lepidopterists' Society*, 50: 97–138.

Vargas-Zapata, M. A., Boom-Urueta, C. J., Seña-Ramos, L. I., Echeverry-Iglesias, A. L. & N. J. M. Hernández. Composición vegetal, preferencias alimenticias y abundancia de Biblidinae (Lepidoptera: Nymphalidae) en un fragmento de bosque seco tropical en el departamento del Atlántico, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 20: 79–92.

Vasconcellos-Neto, J. 1991. Interactions between Ithomiine butterflies and Solanaceae: Feeding and reproductive strategies. Pp. 291–331. In: P. W. Price, T. M. Lewinsohn, G. W. Fernandes & W. W. Benson (eds.). *Plant-Animal interactions: Evolutionary Ecology in Tropical and Temperate Regions*. New York, John Wiley.

Veddeler, D., Schulze, C. H., Steffan-Dewenter, I., Buchori, D. & T. Tschardt. 2005. The contribution of tropical secondary forest fragments to the conservation of fruit-feeding butterflies: effects of isolation and age. *Biodiversity and Conservation*, 14: 3577–3592.

Villarreal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M. & A. M. Umaña. 2006. *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Programa de Inventarios de Biodiversidad*. Instituto

de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 236 pp.

Wagner, D. L. 2005. *Caterpillars of Eastern North America: A Guide to Identification and Natural History*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 512 pp.

Wahlberg, N., Braby, M. F., Brower, A. V. Z., De Jong, R., Lee, M. M., Nylin, S., Pierce, N. E., Sperling, F. A. H., Vila, R., Warren, A. D. & E. Zakharov. 2005a. Synergistic effects of combining morphological and molecular data in resolving the phylogeny of butterflies and skippers. *Proceedings of the Royal Society of London (B)*, 272: 1577–1586.

Wahlberg, N., Brower, A. V. Z. & S. Nylin. 2005b. Phylogenetic relationships and historical biogeography of tribes and genera in the subfamily Nymphalinae (Lepidoptera: Nymphalidae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 86(2): 227–251.

Wahlberg, N., Weingartner, E. & S. Nylin. 2003. Towards a better understanding of the higher systematics of Nymphalidae (Lepidoptera: Papilionoidea). *Molecular phylogenetics and evolution*, 28(3): 473–484.

Warren, A. D. 2000. Hesperioidea (Lepidoptera). Pp. 535–580. In: J. Llorente, E. González & N. Papavero (eds.). *Biodiversidad, Taxonomía y Biogeografía de Artrópodos de México: Hacia una Síntesis de su Conocimiento*, vol. 2. UNAM/Conabio.

Warren, A. D. 2006. *The Higher Classification of the Hesperiidae*. Ph.D. Dissertation, Oregon State University, Corvallis. 458 pp.

Warren, A. D., Davis, K. J., Grishin, N. V., Pelham, J. P. & E. M. Stangeland. 2012. *Interactive Listing of American Butterflies*. Disponible en: <http://www.butterfliesofamerica.com/>.

Warren, A. D., Vargas, I. F., Luis, A. M. & J. B. Llorente. 1998. Butterflies of the state of Colima, México. *Journal of the Lepidopterists' Society*, 52: 40–72.

- Watt, W. B. & C. L. Boggs. 2004. Synthesis: butterflies as model systems in ecology and evolution-present and future. Pp. 603–613. In: C. L. Boggs, W. B. Watt & P. R. Ehrlich (eds.). *Butterflies: ecology and evolution taking flight*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Whitmore, T. C. 1980. The conservation of Tropical Rain Forest. Pp. 303–318. In: M. E. Soule & B. A. Wilcox (eds.). *Conservation Biology: An evolutionary ecological perspective*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, E.U.A.
- Whitmore, T. C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance and species loss. Pp. 3–12. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard (eds.). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago, Chicago, E.U.A.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21: 213–251.
- Whittaker, R. J., Willis, K. J. & R. Field. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography*, 28(4): 453–470.
- Willmott, K. R. & A. V. L. Freitas. 2006. Higher-level phylogeny of the Ithomiinae (Lepidoptera: Nymphalidae): classification, patterns of larval hostplant colonization and diversification. *Cladistics*, 22(4): 297–368.
- Wold, S., Esbensen, K. & P. Geladi. 1987. Principal component analysis. *Chemometrics and intelligent laboratory systems*, 2: 37–52.
- Wolda, H. 1978. Fluctuations in abundance of tropical insects. *American Naturalist*, 112: 1017–1045.
- Wolda, H. 1988. Insect seasonality: Why? *Annual Review of Ecology and Systematics*, 19: 1–18.

- Wolda, H., O'Brien, C. W. & H. Stockwell. 1998. *Weevil diversity and seasonality in tropical Panama as deduced from light-trap catches (Coleoptera: Curculionidae)*. Smithsonian Contributions to Zoology 590. 79 pp.
- Zakharov, E. V., Caterino, M. S. & F. A. Sperling. 2004. Molecular phylogeny, historical biogeography, and divergence time estimates for swallowtail butterflies of the genus *Papilio* (Lepidoptera: Papilionidae). *Systematic biology*, 53(2): 193–215.

**Anexo 1.** Lista taxonómica y abundancia por temporada y condición de selva baja espinosa caducifolia (SBEC) en el ANP Altas Cumbres, Tamaulipas, México (T. S.= Temporada Seca; T. H.= Temporada Húmeda; D-M= Diciembre-Mayo; J-N= Junio-Noviembre; N= Abundancia; se marca con un \* la condición y temporada preferente para cada especie, de acuerdo con los resultados obtenidos mediante el Índice de Marginalidad Media).

Especie	Clave	SBEC conservada			SBEC perturbada		
		T. S.	T. H.	N	T. S.	T. H.	N
		(D-M)	(J-N)		(D-M)	(J-N)	
<b>Papilionidae</b> Latreille, 1802							
Papilioninae Latreille, 1802							
Troidini Talbot, 1939							
<i>Parides photinus</i> (Doubleday, 1844)	<i>P. pho</i>	1	0*	1	0	0	0
<i>Parides montezuma</i> (Westwood, 1842)	<i>P. mon</i>	2	5*	7	4	8	12
<i>Battus philenor philenor</i> (Linnaeus, 1771)	<i>B. phi</i>	1	3*	4	1	6	7
<i>Battus polydamas polydamas</i> (Linnaeus, 1758)	<i>B. pol</i>	3	15	18	5	21	26
Leptocircini W. F. Kirby, 1896							
<i>Protographium epidaus epidaus</i> (Doubleday, 1846)	<i>P. epi</i>	0	1	1	0	2*	2
<i>Protographium philolaus philolaus</i> (Boisduval, 1836)	<i>P. phi</i>	2	6*	8	3	11	14
<i>Mimoides phaon phaon</i> (Boisduval, 1836)	<i>M. pha</i>	10	20*	30	15	26	41
Papilionini Latreille, 1802							
<i>Papilio polyxenes asterius</i> (Stoll, 1782)	<i>P. pol</i>	1	0	1	1*	2	3
<i>Pterourus alexiares garcia</i> Rothschild & Jordan, 1906	<i>P. ale</i>	1	0*	1	0	0	0
<i>Pterourus multicaudata multicaudata</i> W. F. Kirby, 1884	<i>P. mul</i>	1	0	1	3*	0	3
<i>Pterourus pilumnus</i> Boisduval, 1836	<i>P. pil</i>	5	13*	18	6	18	24
<i>Pterourus palamedes leontis</i> Rothschild & Jordan, 1906	<i>P. pal</i>	0	14*	14	0	17	17
<i>Pterourus garamas abderus</i> Höpffer, 1856	<i>P. abd</i>	1	0*	1	0	0	0
<i>Pterourus victorinus victorinus</i> E. Doubleday, 1844	<i>P. vic</i>	0	1*	1	0	0	0
<i>Heraclides cresphontes</i> Cramer, 1777	<i>H. cre</i>	1	23*	24	3	29	32
<i>Heraclides thoas autocles</i> Rothschild & Jordan, 1906	<i>H. tho</i>	1	1*	2	0	3	3
<i>Heraclides astyalus pallas</i> G. Gray, 1853	<i>H. ast</i>	0	1*	1	0	0	0
<i>Heraclides ornythion</i> Boisduval, 1836	<i>H. orn</i>	0	5*	5	0	9	9

**Anexo 1.** Continuación.

Especie	Clave	SBEC conservada			SBEC perturbada		
		T. S. (D-M)	T. H. (J-N)	N	T. S. (D-M)	T. H. (J-N)	N
<i>Heraclides torquatus tolus</i> Godman & Salvin, 1890	<i>H. tor</i>	0	10*	10	0	10	10
<i>Heraclides anchisiades idaeus</i> Fabricius, 1793	<i>H. anc</i>	9	18*	27	12	21	33
<i>Heraclides erostratus erostratinus</i> Vázquez, 1947	<i>H. ero</i>	0	1*	1	0	0	0
<b>Pieridae</b> Swainson, 1820							
Coliadinae Swainson, 1821							
<i>Kricogonia lyside</i> (Godart, 1819)	<i>K. lys</i>	0	13*	13	0	17	17
<i>Nathalis iole iole</i> Boisduval, 1836	<i>N iol</i>	2*	2	4	5	2	7
<i>Eurema daira eugenia</i> (Wallengren, 1860)	<i>E. dai</i>	0	2*	2	0	3	3
<i>Eurema boisduvaliana</i> (C. Felder & R. Felder, 1865)	<i>E. boi</i>	0*	3	3	0	2	2
<i>Eurema mexicana mexicana</i> (Boisduval, 1836)	<i>E. mex</i>	7	15	22	12	21	33
<i>Eurema salome jamapa</i> (Reakirt, 1866)	<i>E. sal</i>	0	3*	3	0	4	4
<i>Abaeis nicippe</i> (Cramer, 1779)	<i>A. nic</i>	3	9	12	4	16	20
<i>Pyrisitia proterpia</i> (Fabricius, 1775)	<i>P. pro</i>	0	10*	10	0	14	14
<i>Pyrisitia lisa centralis</i> (Herrich-Schäffer, 1865)	<i>P. lis</i>	0	6*	6	0	8	8
<i>Pyrisitia nise nelphe</i> (R. Felder, 1869)	<i>P. nis</i>	4	22	26	7	27	34
<i>Pyrisitia dina westwoodii</i> (Boisduval, 1836)	<i>P. din</i>	0	1	1	0	2*	2
<i>Colias eurytheme</i> Boisduval, 1832	<i>C. eur</i>	0	1	1	1	1*	2
<i>Zerene cesonia cesonia</i> (Stoll, 1790)	<i>Z. ces</i>	0	17*	17	0	26	26
<i>Anteos clorinde</i> (Godart, 1824)	<i>A. clo</i>	2	7	9	4	11	15
<i>Anteos maerula</i> (Fabricius, 1775)	<i>A. mae</i>	4	26	30	4	37	41
<i>Phoebis sennae marcellina</i> (Cramer, 1777)	<i>P. sen</i>	11	17	28	18	22	40
<i>Phoebis philea philea</i> (Linnaeus, 1763)	<i>P. phi</i>	2	16	18	4	24	28
<i>Phoebis argante</i> (Brown, 1929)	<i>P. arg</i>	2	0	2	4	0	4
<i>Phoebis agarithe agarithe</i> (Boisduval, 1836)	<i>P. aga</i>	16	28	44	22	44	66
Pierinae Swainson, 1820							
Pierini Swainson, 1820							
<i>Glutophrissa drusilla tenuis</i> (Lamas, 1981)	<i>G. dru</i>	7	19	26	9	31	40
<i>Melete lycimnia isandra</i> (Boisduval, 1836)	<i>M. lyc</i>	1*	0	1	0	0	0

**Anexo 1.** Continuación.

Especie	Clave	SBEC conservada			SBEC perturbada		
		T. S. (D-M)	T. H. (J-N)	N	T. S. (D-M)	T. H. (J-N)	N
<i>Catasticta nimbice nimbice</i> (Boisduval, 1836)	<i>C. nim</i>	2	0	2	3*	0	3
<i>Pieriballia viardi viardi</i> (Boisduval, 1836)	<i>P. via</i>	0	1*	1	0	0	0
<i>Leptophobia aripa elodia</i> (Boisduval, 1836)	<i>L. ari</i>	0*	1	1	0	0	0
<i>Pontia protodice</i> (Boisduval & Le Conte, 1830)	<i>P. pro</i>	1	3	4	2	5	7
<i>Ascia monuste monuste</i> (Linnaeus, 1764)	<i>A. mon</i>	0	12*	12	0	20	20
<i>Ganyra josephina josepha</i> (Salvin & Godman, 1868)	<i>G jos</i>	2	15	17	4	24	28
<b>Lycaenidae</b> Leach, 1815							
Theclinae Swainson, 1831							
Eumaeini E. Doubleday, 1847							
<i>Eumaeus childrenae</i> (G. Gray, 1832)	<i>E. chi</i>	4	20	24	4	33	37
<i>Eumaeus toxea</i> (Godart, 1824)	<i>E. tox</i>	3	0*	3	0	0	0
<i>Brangas neora</i> (Hewitson, 1867)	<i>B. neo</i>	0	1*	1	0	0	0
<i>Atlides halesus corcorani</i> Clench, 1942	<i>A. hal</i>	1	0	1	2*	0	2
<i>Atlides gaumeri</i> (Godman, 1901)	<i>A. gau</i>	0	1*	1	0	0	0
<i>Atlides polybe</i> (Linnaeus, 1763)	<i>A. pol</i>	0	3*	3	0	0	0
<i>Rekoa palegon</i> (Cramer, 1780)	<i>R. pal</i>	2	0	2	3	0	3
<i>Rekoa zebina</i> (Hewitson, 1869)	<i>R. zeb</i>	1	0*	1	0	0	0
<i>Rekoa marius</i> (Lucas, 1857)	<i>R. mar</i>	0	1	1	0	1	1
<i>Arawacus sito</i> (Boisduval, 1836)	<i>A. sit</i>	0	0	0	1	0*	1
<i>Arawacus jada</i> (Hewitson, 1867)	<i>A. jad</i>	2	1	3	2	3	5
<i>Ocaria ocrisia</i> (Hewitson, 1868)	<i>O. ocr</i>	3	0	3	3	0	3
<i>Chlorostrymon simaethis sarita</i> (Skinner, 1895)	<i>C. sim</i>	0	1*	1	0	2	2
<i>Cyanophrys goodsoni</i> (Clench, 1946)	<i>C. goo</i>	0	2*	2	0	3	3
<i>Cyanophrys herodotus</i> (Fabricius, 1793)	<i>C. her</i>	1	1	2	3	1	4
<i>Cyanophrys miserabilis</i> (Clench, 1946)	<i>C. mis</i>	3	0	3	5	0	5
<i>Cyanophrys longula</i> (Hewitson, 1868)	<i>C. lon</i>	0	1*	1	0	0	0
<i>Callophrys xami texami</i> Clench, 1981	<i>C. xam</i>	1	0	1	2	0	2
<i>Allosmaitia strophius</i> (Godart, 1824)	<i>A. str</i>	0*	1	1	0	0	0
<i>Electrostrymon hugon</i> (Godart, 1824)	<i>E. hug</i>	1	0	1	1	0	1
<i>Electrostrymon guzanta</i> (Schaus, 1902)	<i>E. guz</i>	1	1*	2	2	1	3
<i>Calycopis isobeaon</i> (Butler & H. Druce, 1872)	<i>C. iso</i>	2	4	6	4	6	10
<i>Strymon melinus melinus</i> Hübner, 1818	<i>S. mel</i>	6	3	9	8	5	13
<i>Strymon rufofusca</i> (Hewitson, 1877)	<i>S. ruf</i>	1	2*	3	2	4	6

**Anexo 1.** Continuación.

Especie	Clave	SBEC conservada			SBEC perturbada		
		T. S. (D-M)	T. H. (J-N)	N	T. S. (D-M)	T. H. (J-N)	N
<i>Strymon albata</i> (C. Felder & R. Felder, 1865)	<i>S. alb</i>	0	2*	2	0	2	2
<i>Strymon alea</i> (Godman & Salvin, 1887)	<i>S. ale</i>	1*	0	1	0	0	0
<i>Strymon bebrycia</i> (Hewitson, 1868)	<i>S. beb</i>	1	0	1	1*	0	1
<i>Strymon yojoa</i> (Reakirt, 1867)	<i>S. yoj</i>	0	1*	1	0	1	1
<i>Strymon cestri</i> (Reakirt, 1867)	<i>S. ces</i>	2*	0	2	0	0	0
<i>Strymon bazochii bazochii</i> (Godart, 1824)	<i>S. baz</i>	1	2*	3	3	2	5
<i>Strymon istapa istapa</i> (Reakirt, 1867)	<i>S. ist</i>	2*	1	3	3	3	6
<i>Ministrymon clytie</i> (W. H. Edwards, 1877)	<i>M. cly</i>	3*	3	6	4	3	7
<i>Ministrymon azia</i> (Hewitson, 1873)	<i>M. azi</i>	2	0	2	4	0*	4
<i>Ostrinotes keila</i> (Hewitson, 1869)	<i>O. kei</i>	0	2*	2	0	0	0
<i>Strephonota tephraeus</i> (Geyer, 1837)	<i>S. tep</i>	0*	2	2	0	0	0
<i>Panthiades bathildis</i> (C. Felder & R. Felder, 1865)	<i>P. bat</i>	2*	0	2	0	0	0
<i>Oenomaus ortygnus</i> (Cramer, 1779)	<i>O. ort</i>	1*	1	2	0	0	0
<i>Parrhasius polibetes</i> (Stoll, 1781)	<i>P. pol</i>	0	2*	2	0	0	0
Polyommata Swainson, 1827							
<i>Leptotes cassius cassidula</i> (Boisduval, 1870)	<i>L. cas</i>	12	20	32	14	28	42
<i>Leptotes marina</i> (Reakirt, 1868)	<i>L. mar</i>	4	11	15	5	18	23
<i>Brephidium exilis exilis</i> (Boisduval, 1852)	<i>B. exi</i>	0	1*	1	0	1	1
<i>Zizula cyna</i> (W. H. Edwards, 1881)	<i>Z. cyn</i>	1	0	1	2	0*	2
<i>Cupido comyntas comyntas</i> (Godart, 1824)	<i>C. com</i>	7*	3	10	8	6	14
<i>Celastrina ladon</i> (Cramer, 1780)	<i>C. lad</i>	2*	0	2	0	0	0
<i>Echinargus isola</i> (Reakirt, 1867)	<i>E. iso</i>	9	8	17	11	12	23
<i>Hemiargus ceraunus astenidas</i> (Lucas, 1857)	<i>H. cer</i>	3	7	10	5	10	15
<b>Riodinidae</b> Grote, 1895							
Euselasiinae Kirby, 1871							
<i>Euselasia eubule</i> (R. Felder, 1869)	<i>E. eub</i>	1	0*	1	0	0	0
Riodininae Grote, 1895							
<i>Voltinia umbra</i> (Boisduval, 1870)	<i>V. umb</i>	0	1*	1	0	1	1
<i>Rhetus arcus thia</i> (Morisse, 1838)	<i>R. arc</i>	1	3*	4	0	0	0
<i>Calephelis nemesia australis</i> (W. H. Edwards, 1877)	<i>C. nem</i>	12	15	27	18	20	38
<i>Calephelis perditalis perditalis</i> W. Barnes & McDunnough, 1918	<i>C. per</i>	9	19	28	14	25	39



**Anexo 1.** Continuación.

Especie	Clave	SBEC conservada			SBEC perturbada		
		T. S. (D-M)	T. H. (J-N)	N	T. S. (D-M)	T. H. (J-N)	N
<i>Calephelis rawsoni</i> McAlpine, 1939	<i>C. raw</i>	1	1	2	2	3	5
<i>Caria ino melicerta</i> Schaus, 1890	<i>C. ino</i>	5	2*	7	7	2	9
<i>Lasaia sula peninsularis</i> Clench, 1972	<i>L. sul</i>	6	0	6	8	0	8
<i>Lasaia agesilas callaina</i> Clench, 1972	<i>L. age</i>	2	3	5	2	5	7
<i>Anteros carausius</i> Westwood, 1851	<i>A. car</i>	4	0	4	5	0	5
<i>Calydna sturnula</i> (Geyer, 1837)	<i>C. stu</i>	0	1*	1	0	0	0
<i>Emesis tegula</i> Godman & Salvin, 1886	<i>E. teg</i>	0	2*	2	0	3	3
<i>Emesis tenedia</i> C. Felder & R. Felder, 1861	<i>E. ten</i>	9	10*	19	13	12	25
<i>Emesis emesia</i> (Hewitson, 1867)	<i>E. eme</i>	4	14*	18	5	18	23
<i>Apodemia hypoglaucia hypoglaucia</i> (Godman & Salvin, 1878)	<i>A. hyp</i>	0	2*	2	0	3	3
<i>Apodemia walkeri</i> Godman & Salvin, 1886	<i>A. wal</i>	2	0*	2	0	0	0
<i>Behemothia godmanii</i> (Dewitz, 1877)	<i>B. god</i>	0	1*	1	0	0	0
<b>Nymphalidae</b> Rafinesque, 1815							
Libytheinae Boisduval, 1833							
<i>Libytheana carinenta larvata</i> (Strecker, 1878)	<i>L. car</i>	4	11	15	6	19	25
Danainae Boisduval, 1833							
Danaini Boisduval, 1833							
<i>Danaus plexippus plexippus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>D. ple</i>	1	5	6	3	6	9
<i>Danaus gilippus thersippus</i> (H. Bates, 1863)	<i>D. gil</i>	0	7	7	0	8	8
<i>Danaus eresimus montezuma</i> Talbot, 1943	<i>D. ere</i>	1	10*	11	1	14	15
Ithomiini Godman & Salvin, 1879							
<i>Pteronymia cotytto</i> (Guérin-Ménéville, 1844)	<i>P. cot</i>	4*	5	9	5	5	10
<i>Greta morgane oto</i> (Hewitson, 1855)	<i>G. mor</i>	5	0	5	8	0	8
Heliconiinae Swainson, 1822							
Heliconiini Swainson, 1822							
<i>Agraulis vanillae incarnata</i> (N. Riley, 1926)	<i>A. van</i>	2*	2	4	4	2	6
<i>Dione moneta poeyii</i> Butler, 1873	<i>D. mon</i>	4	0	4	6*	0	6
<i>Dryadula phaetusa</i> (Linnaeus, 1758)	<i>D. pha</i>	1	0*	1	0	0	0
<i>Dryas iulia moderata</i> (N. Riley, 1926)	<i>D. iul</i>	12	25	37	17	43	60
<i>Eueides isabella eva</i> (Fabricius, 1793)	<i>E. isa</i>	2	1	3	3	1	4

**Anexo 1.** Continuación.

Especie	Clave	SBEC conservada			SBEC perturbada		
		T. S. (D-M)	T. H. (J-N)	N	T. S. (D-M)	T. H. (J-N)	N
<i>Heliconius charithonia vazquezae</i> W. Comstock & F. Brown, 1950	<i>H. cha</i>	11	17	28	15	29	44
<i>Heliconius erato petiverana</i> (E. Doubleday, 1847)	<i>H. era</i>	0	5*	5	0	0	0
<i>Heliconius ismenius telchinia</i> Doubleday, 1847	<i>H. ism</i>	3	0*	3	0	0	0
Argynnini Swainson, 1833							
<i>Euptoieta claudia</i> (Cramer, 1775)	<i>E. cla</i>	3	8	11	7	12	19
<i>Euptoieta hegesia meridiania</i> Stichel, 1938	<i>E. heg</i>	1	13	14	1	20	21
Limenitidinae Behr, 1864							
Limenitidini Behr, 1864							
<i>Limenitis arthemis astyanax</i> (Fabricius, 1775)	<i>L. art</i>	0	2*	2	0	0	0
<i>Adelpha paraena massilia</i> (C. Felder & R. Felder, 1867)	<i>A. par</i>	4	0	4	3	0	3
<i>Adelpha fessonia fessonia</i> (Hewitson, 1847)	<i>A. fes</i>	10	23	33	16	30	46
<i>Adelpha basiloides</i> (H. Bates, 1865)	<i>A. bas</i>	15	17	32	18	30	48
<i>Adelpha iphicleola iphicleola</i> (H. Bates, 1864)	<i>A. iph</i>	0*	2	2	0	0	0
Apaturinae Boisduval, 1840							
<i>Asterocampa leilia</i> (W. H. Edwards, 1874)	<i>A. lei</i>	4	12	16	5	20	25
<i>Asterocampa clyton louisa</i> D. Stallings & Turner, 1947	<i>A. cly</i>	0	10	10	0	14	14
<i>Asterocampa idyja argus</i> (H. Bates, 1864)	<i>A. idy</i>	0	6*	6	0	7	7
<i>Doxocopa pavon theodora</i> (Lucas, 1857)	<i>D. pav</i>	4	28*	32	5	40	45
<i>Doxocopa laure laure</i> (Drury, 1773)	<i>D. lau</i>	2	12	14	2	17	19
Biblidinae Boisduval, 1833							
Biblidini Boisduval, 1833							
<i>Biblis hyperia aganisa</i> Boisduval, 1836	<i>B. hyp</i>	12	25	37	25	35	60
<i>Mestra amymone</i> (Ménétriés, 1857)	<i>M. amy</i>	0	29*	29	0	35	35
Catonephelini Orfila, 1952							
<i>Eunica tatila tatila</i> (Herrich-Schäffer, 1855)	<i>E. tat</i>	2	21*	23	4	28	32
<i>Eunica monima</i> (Stoll, 1782)	<i>E. mon</i>	1	14	15	4	16	20
<i>Myscelia ethusa ethusa</i> (Doyère, 1840)	<i>M. eth</i>	0	24	24	0	40	40
Ageroniini E. Doubleday, 1847							

**Anexo 1.** Continuación.

Especie	Clave	SBEC conservada			SBEC perturbada		
		T. S. (D-M)	T. H. (J-N)	N	T. S. (D-M)	T. H. (J-N)	N
<i>Hamadryas februa ferentina</i> (Godart, 1824)	<i>H. feb</i>	6	14*	20	7	24	31
<i>Hamadryas glauconome glauconome</i> (H. Bates, 1864)	<i>H. gla</i>	6	14	20	11	19	30
<i>Hamadryas guatemalena marmarice</i> (Fruhstorfer, 1916)	<i>H. gua</i>	1	2	3	1	3	4
<i>Hamadryas amphinome mexicana</i> (Lucas, 1853)	<i>H. amp</i>	0*	2	2	0	3	3
Epiphelini Jenkins, 1987							
<i>Epiphile adrasta adrasta</i> Hewitson, 1861	<i>E. adr</i>	4	20	24	4	25	29
<i>Pyrrhogyra edocla edocla</i> Doubleday, 1848	<i>P. edo</i>	0	1*	1	0	0	0
<i>Temenis laothoe</i> (Cramer, 1777)	<i>T. lao</i>	1	1	2	3	1	4
Eubagini Burmeister, 1878							
<i>Dynamine postverta mexicana</i> d'Almeida, 1952	<i>D. pos</i>	3	21*	24	4	25	29
<i>Dynamine dyonis</i> Geyer, 1837	<i>D. dyo</i>	9	20	29	13	31	44
Cyrestinae Guenée, 1865							
Cyrestini Guenée, 1865							
<i>Marpesia chiron</i> (Fabricius, 1775)	<i>M. chi</i>	1	1	2	2	1	3
<i>Marpesia petreus</i> (Cramer, 1776)	<i>M. pet</i>	1	4	5	3	6	9
Nymphalinae Rafinesque, 1815							
<i>Smyrna blomfieldia datis</i> Fruhstorfer, 1908	<i>S. blo</i>	1	9	10	3	12	15
<i>Vanessa virginiensis</i> (Drury, 1773)	<i>V. vir</i>	3	2	5	7	2	9
<i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758)	<i>V. car</i>	5	3*	8	6	5	11
<i>Vanessa atalanta rubria</i> (Fruhstorfer, 1909)	<i>V. ata</i>	1	1*	2	1	3	4
Victorinini Scudder, 1893							
<i>Anartia jatrophae luteipicta</i> (Fruhstorfer, 1907)	<i>A. jat</i>	6	24*	30	7	41	48
<i>Anartia fatima fatima</i> (Fabricius, 1793)	<i>A. fat</i>	10	22	32	11	31	42
<i>Siproeta stelenes biplagiata</i> (Fruhstorfer, 1907)	<i>S. ste</i>	16	26	42	22	43	65
<i>Siproeta epaphus epaphus</i> (Latreille, 1813)	<i>S. epa</i>	4	0	4	6	0	6
Junoniini Reuter, 1896							
<i>Junonia evarete</i> (Cramer, 1779)	<i>J. eva</i>	1	0	1	1	0	1
Melitaeini Newman, 1870							
<i>Chlosyne janais janais</i> (Drury, 1782)	<i>C. jan</i>	9	33	42	11	56	67

**Anexo 1.** Continuación.

Especie	Clave	SBEC conservada			SBEC perturbada		
		T. S. (D-M)	T. H. (J-N)	N	T. S. (D-M)	T. H. (J-N)	N
<i>Chlosyne definitiva definitiva</i> (E. Aaron, 1885)	<i>C. def</i>	1	0	1	2	0*	2
<i>Chlosyne endeis pardelina</i> Scott, 1986	<i>C. end</i>	0	3*	3	0	4	4
<i>Chlosyne rosita browni</i> Bauer, 1961	<i>C. ros</i>	0	14*	14	0	20	20
<i>Chlosyne theona bollii</i> (W. H. Edwards, 1877)	<i>C. the</i>	3	2*	5	4	2	6
<i>Chlosyne lacinia adjutrix</i> Scudder, 1875	<i>C. lac</i>	1	19	20	3	28	31
<i>Microtia elva elva</i> H. Bates, 1864	<i>M. elv</i>	0	18*	18	0	26	26
<i>Texola elada ulrica</i> (W. H. Edwards, 1877)	<i>T. ela</i>	0	2*	2	0	0	0
<i>Eresia phillyra phillyra</i> Hewitson, 1852	<i>E. phi</i>	5	21	26	6	35	41
<i>Castilia myia</i> (Hewitson, 1864)	<i>C. myi</i>	3	0*	3	0	0	0
<i>Tegosa anieta luka</i> Higgins, 1981	<i>T. ani</i>	1	0	1	2	0*	2
<i>Anthanassa texana texana</i> (W. H. Edwards, 1863)	<i>A. tex</i>	7	19	26	11	27	38
<i>Anthanassa ardys</i> (Hewitson, 1864)	<i>A. ard</i>	2	1*	3	4	2	6
<i>Anthanassa ptolyca</i> (H. Bates, 1864)	<i>A. pto</i>	2*	0	2	0	0	0
<i>Anthanassa argentea</i> (Godman & Salvin, 1882)	<i>A. arg</i>	6	13	19	9	20	29
<i>Anthanassa tulcis</i> (H. Bates, 1864)	<i>A. tul</i>	2*	1	3	3	1	4
<i>Phyciodes graphica</i> (R. Felder, 1869)	<i>P. gra</i>	1	0	1	3*	0	3
<i>Phyciodes phaon phaon</i> (W. H. Edwards, 1864)	<i>P. pha</i>	0	2*	2	0	0	0
<i>Phyciodes tharos tharos</i> (Drury, 1773)	<i>P. tha</i>	6	13	19	7	20	27
Charaxinae Guenée, 1865							
Anaeini Reuter, 1896							
<i>Consul electra electra</i> (Westwood, 1850)	<i>C. ele</i>	1	5	6	2	9	11
<i>Consul fabius cecrops</i> (Doubleday, 1849)	<i>C. fab</i>	0	0	0	1*	0	1
<i>Anaea aidea</i> (Guérin-Ménéville, 1844)	<i>A. aid</i>	5	71*	76	8	94	102
<i>Fountainea euryppyle confusa</i> (A. Hall, 1929)	<i>F. eur</i>	3	0*	3	0	0	0
<i>Fountainea glycerium glycerium</i> (E. Doubleday, 1849)	<i>F. gly</i>	9	34	43	12	47	59
<i>Memphis moruus boisduvali</i> (W. Comstock, 1961)	<i>M. mor</i>	1	0*	1	0	0	0
<i>Memphis pithyusa pithyusa</i> (R. Felder, 1869)	<i>M. pit</i>	8	45*	53	12	66	78
<i>Memphis forreri</i> (Godman & Salvin, 1884)	<i>M. for</i>	10	16	26	15	19	34

**Anexo 1.** Continuación.

Especie	Clave	SBEC conservada			SBEC perturbada		
		T. S. (D-M)	T. H. (J-N)	N	T. S. (D-M)	T. H. (J-N)	N
Preponini Rydon, 1971							
<i>Archaeoprepona demophon centralis</i> (Fruhstorfer, 1905)	<i>A. cen</i>	1	9	10	3	14	17
<i>Archaeoprepona demophoon gulina</i> (Fruhstorfer, 1904)	<i>A. gul</i>	3	0	3	4	0	4
Satyrinae Boisduval, 1833							
Morphini Newman, 1834							
<i>Morpho helenor montezuma</i> Guenée, 1859	<i>M. hel</i>	0	0	0	0	1*	1
Brassolini Boisduval, 1836							
<i>Opsiphanes boisduvallii</i> Doubleday, 1849	<i>O. boi</i>	1	16	17	3	19	22
<i>Opsiphanes cassina fabricii</i> (Boisduval, 1870)	<i>O. cas</i>	0	0	0	0	1*	1
Melanitini Reuter, 1896							
<i>Manataria hercyna maculata</i> (Hopffer, 1874)	<i>M. her</i>	0	0	0	2*	0	2
Satyrini Boisduval, 1833							
<i>Cyllopsis dospassosi</i> L. Miller, 1974	<i>C. dos</i>	3	14*	17	4	18	22
<i>Cyllopsis gemma freemani</i> (D. Stallings & Turner, 1947)	<i>C. gem</i>	11	14	25	15	20	35
<i>Hermeuptychia hermes</i> (Fabricius, 1775)	<i>H. her</i>	5	19	24	10	26	36
<i>Cissia terrestris</i> (Butler, 1867)	<i>C. ter</i>	0	3*	3	0	0	0
<i>Cissia pompilia</i> (C. Felder & R. Felder, 1867)	<i>C. pom</i>	2	2	4	4	2	6
<i>Pareuptychia ocirrhoe</i> (Fabricius, 1776)	<i>P. oci</i>	1	3*	4	0	0	0
<i>Taygetis thamyra</i> (Cramer, 1779)	<i>T. tha</i>	0	0*	0	0	2	2
<i>Cercyonis pegala texana</i> (W. H. Edwards, 1880)	<i>C. peg</i>	0	1*	1	0	0	0
<b>Hesperiidae</b> Latreille, 1809							
Eudaminae Mabille, 1877							
<i>Phocides polybius lilea</i> (Reakirt, 1867)	<i>P. pol</i>	1	1	2	2	1	3
<i>Phocides urania urania</i> (Westwood, 1852)	<i>P. ura</i>	5	0*	5	0	0	0
<i>Epargyreus socus orizaba</i> Scudder, 1872	<i>E. soc</i>	0	3*	3	0	0	0
<i>Polygonus leo arizonensis</i> (Skinner, 1911)	<i>P. leo</i>	1	0	1	1	0	1
<i>Chioides albofasciatus</i> (Hewitson, 1867)	<i>C. alb</i>	0	8	8	0	14	14
<i>Chioides zilpa</i> (Butler, 1872)	<i>C. zil</i>	2	7*	9	3	10	13

**Anexo 1.** Continuación.

Especie	Clave	SBEC conservada			SBEC perturbada		
		T. S. (D-M)	T. H. (J-N)	N	T. S. (D-M)	T. H. (J-N)	N
<i>Aguna asander asander</i> (Hewitson, 1867)	<i>A. asa</i>	2*	2	4	0	0	0
<i>Aguna metophis</i> (Latreille, 1824)	<i>A. met</i>	0	2	2	0	3	3
<i>Typhedanus undulatus</i> (Hewitson, 1867)	<i>T. und</i>	0	3*	3	0	3	3
<i>Polythrix octomaculata</i> (Sepp, 1844)	<i>P. oct</i>	1	0*	1	0	0	0
<i>Codatractus bryaxis</i> (Hewitson, 1867)	<i>C. bry</i>	3	2*	5	0	0	0
<i>Urbanus proteus proteus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>U. pro</i>	0	7	7	0	12	12
<i>Urbanus esmeraldus</i> (Butler, 1877)	<i>U. esm</i>	2	2*	4	3	2	5
<i>Urbanus evona</i> Evans, 1952	<i>U. evo</i>	0*	1	1	0	0	0
<i>Urbanus dorantes dorantes</i> (Stoll, 1790)	<i>U. dor</i>	0	4*	4	0	3	3
<i>Urbanus procne</i> (Plötz, 1881)	<i>U. pro</i>	1	1	2	2	1	3
<i>Urbanus teleus</i> (Hübner, 1821)	<i>U. tel</i>	0	1*	1	0	2	2
<i>Urbanus doryssus</i> (Swainson, 1831)	<i>U. dor</i>	2	1*	3	2	2	4
<i>Astraptes fulgerator azul</i> (Reakirt, 1867)	<i>A. ful</i>	2	14	16	5	20	25
<i>Astraptes egregius egregius</i> (Butler, 1870)	<i>A. egr</i>	1*	3	4	0	0	0
<i>Astraptes alardus latia</i> Evans, 1952	<i>A. ala</i>	0	1*	1	0	0	0
<i>Astraptes alector hopfferi</i> (Plötz, 1881)	<i>A. ale</i>	0	1*	1	0	0	0
<i>Astraptes anaphus annetta</i> Evans, 1952	<i>A. ana</i>	0*	3	3	0	3	3
<i>Autochton cellus</i> (Boisduval & Le Conte, 1837)	<i>A. cel</i>	1	0*	1	0	0	0
<i>Autochton cincta</i> (Plötz, 1882)	<i>A. cin</i>	1	1	2	3	1	4
<i>Autochton neis</i> (Geyer, 1832)	<i>A. nei</i>	0	1*	1	0	0	0
<i>Achalarus albociliatus albociliatus</i> (Mabille, 1877)	<i>A. alb</i>	0*	0	0	0	1	1
<i>Achalarus toxus</i> (Plötz, 1882)	<i>A. tox</i>	1	0	1	2*	0	2
<i>Cabares potrillo potrillo</i> (Lucas, 1857)	<i>C. pot</i>	0	7*	7	0	12	12
<i>Spathilepia clonius</i> (Cramer, 1775)	<i>S. clo</i>	1	3	4	3	4	7
<i>Nascus phocus</i> (Cramer, 1777)	<i>N. pho</i>	0	1*	1	0	0	0
Pyrginae Burmeister, 1878							
Celaenorrhini Swinhoe, 1912							
<i>Celaenorrhinus fritzgaertneri</i> (Bailey, 1880)	<i>C. fri</i>	1	2	3	1	3	4
<i>Celaenorrhinus stallingsi</i> H. Freeman, 1946	<i>C. sta</i>	1	0*	1	0	0	0
Carcharodini Verity, 1940							
<i>Arteurotia tractipennis tractipennis</i> Butler & H. Druce, 1872	<i>A. tra</i>	1	1	2	1	2	3
<i>Polyctor enops</i> (Godman & Salvin, 1894)	<i>P. eno</i>	1*	2	3	3	2	5

**Anexo 1.** Continuación.

Especie	Clave	SBEC conservada			SBEC perturbada		
		T. S. (D-M)	T. H. (J-N)	N	T. S. (D-M)	T. H. (J-N)	N
<i>Nisoniades godma</i> Evans, 1953	<i>N. god</i>	0*	1	1	0	0	0
<i>Nisoniades rubescens</i> (Möschler, 1877)	<i>N. rub</i>	0	1*	1	0	0	0
<i>Nisoniades ephora</i> (Herrich-Schäffer, 1870)	<i>N. eph</i>	0	1*	1	0	2	2
<i>Pellicia arina</i> Evans, 1953	<i>P. ari</i>	1	0	1	0	0	0
<i>Noctuana stator</i> (Godman & Salvin, 1899)	<i>N. sta</i>	0	1*	1	0	0	0
<i>Bolla clytius</i> (Godman & Salvin, 1897)	<i>B. cly</i>	0	5*	5	0	9	9
<i>Staphylus vulgata</i> (Möschler, 1879)	<i>S. vul</i>	1	0*	1	0	0	0
<i>Staphylus mazans</i> (Reakirt, 1867)	<i>S. maz</i>	8	13	21	13	19	32
<i>Staphylus azteca</i> (Scudder, 1872)	<i>S. azt</i>	3	2*	5	3	4	7
<i>Pholisora catullus</i> (Fabricius, 1793)	<i>P. cat</i>	1	2*	3	0	0	0
Erynnini Brues & F. Carpenter, 1932							
<i>Gorgythion begga pyralina</i> (Möschler, 1877)	<i>G. beg</i>	8	17	25	11	23	34
<i>Mylon maimon</i> (Fabricius, 1775)	<i>M. mai</i>	0*	2	2	0	0	0
<i>Grais stigmaticus stigmaticus</i> (Mabille, 1883)	<i>G. sti</i>	2	4*	6	2	7	9
<i>Timochares ruptifasciata</i> (Plötz, 1884)	<i>T. rup</i>	3	2*	5	0	0	0
<i>Timochares trifasciata trifasciata</i> (Hewitson, 1868)	<i>T. tri</i>	0	1*	1	0	0	0
<i>Chiomara georgina georgina</i> (Reakirt, 1868)	<i>C. geo</i>	6*	4	10	8	5	13
<i>Gesta invisus</i> (Butler & H. Druce, 1872)	<i>G. inv</i>	1*	2	3	1	3	4
<i>Erynnis horatius</i> (Scudder & Burgess, 1870)	<i>E. hor</i>	1	17	18	3	21	24
Achlyodidini Burmeister, 1878							
<i>Achlyodes pallida</i> (R. Felder, 1869)	<i>A. pal</i>	0*	4	4	0	5	5
<i>Eantis tamenund</i> (W. H. Edwards, 1871)	<i>E. tam</i>	8	22	30	15	30	45
<i>Zera hyacinthinus hyacinthinus</i> (Mabille, 1877)	<i>Z. hay</i>	0	1*	1	0	0	0
<i>Quadrus cerialis</i> (Stoll, 1782)	<i>Q. cer</i>	0	1*	1	0	0	0
<i>Atarnes sallei</i> (C. Felder & R. Felder, 1867)	<i>A. sal</i>	1	2*	3	3	2	5
Pyrgini Burmeister, 1878							
<i>Carrhenes fuscescens fuscescens</i> (Mabille, 1891)	<i>C. fus</i>	0	2*	2	0	0	0
<i>Carrhenes canescens canescens</i> (R. Felder, 1869)	<i>C. can</i>	2	1	3	2	3	5
<i>Systasea pulverulenta</i> (R. Felder, 1869)	<i>S. pul</i>	4	8	12	7	11	18



**Anexo 1. Continuación.**

Especie	Clave	SBEC conservada			SBEC perturbada		
		T. S. (D-M)	T. H. (J-N)	N	T. S. (D-M)	T. H. (J-N)	N
<i>Celotes nesus</i> (W. H. Edwards, 1877)	<i>C. nes</i>	0	1*	1	1	2	3
<i>Pyrgus albescens</i> Plötz, 1884	<i>P. alb</i>	7	15	22	13	20	33
<i>Pyrgus oileus</i> (Linnaeus, 1767)	<i>P. oil</i>	10	17	27	13	25	38
<i>Pyrgus philetas</i> W. H. Edwards, 1881	<i>P. phi</i>	2	1	3	4	3	7
<i>Heliopyrgus sublinea</i> (Schaus, 1902)	<i>H. sub</i>	0*	1	1	0	0	0
<i>Heliopetes laviana laviana</i> (Hewitson, 1868)	<i>H. lav</i>	6	14	20	7	23	30
<i>Heliopetes macaira macaira</i> (Reakirt, 1867)	<i>H. mac</i>	0*	1	1	0	0	0
<i>Heliopetes arsalte</i> (Linnaeus, 1758)	<i>H. ars</i>	1	0*	1	0	0	0
Hesperiinae Latreille, 1809							
Thymelicini Tutt, 1905							
<i>Ancyloxypha arene</i> (W. H. Edwards, 1871)	<i>A. are</i>	2	1	3	3	2	5
<i>Copaeodes aurantiaca</i> (Hewitson, 1868)	<i>C. aur</i>	1	1*	2	2	1	3
<i>Copaeodes minima</i> (W. H. Edwards, 1870)	<i>C. min</i>	1	0*	1	0	0	0
Calpodini A. Clark, 1948							
<i>Panoquina evansi</i> (H. Freeman, 1946)	<i>P. eva</i>	1*	2	3	0	0	0
Anthoptini A. Warren, 2009							
<i>Synapte pecta</i> Evans, 1955	<i>S. pec</i>	1	0	1	1*	0	1
<i>Corticea corticea</i> (Plötz, 1882)	<i>C. cor</i>	0	1*	1	0	0	0
Moncini A. Warren, 2008							
<i>Mnasicles geta</i> Godman, 1901	<i>M. get</i>	0	1*	1	0	2	2
<i>Remella remus</i> (Fabricius, 1798)	<i>R. rem</i>	1	0*	1	0	0	0
<i>Remella rita</i> (Evans, 1955)	<i>R. rit</i>	0	1	1	0	2*	2
<i>Amblyscirtes tolteca tolteca</i> Scudder, 1872	<i>A. tol</i>	1	0	1	2	0*	2
<i>Monca crispinus</i> (Plötz, 1882)	<i>M. cri</i>	0*	2	2	0	4	4
<i>Cymaenes trebius</i> (Mabille, 1891)	<i>C. tre</i>	1	0	1	4*	0	4
<i>Lerodea eufala eufala</i> (W. H. Edwards, 1869)	<i>L. euf</i>	3	1	4	4	3	7
<i>Lerodea arabus</i> (W. H. Edwards, 1882)	<i>L. ara</i>	2	1	3	2	3	5
<i>Lerema accius</i> (J. E. Smith, 1797)	<i>L. acc</i>	1	4	5	2	6	8
<i>Lerema liris</i> Evans, 1955	<i>L. lir</i>	0	0	0	0	2*	2
<i>Vettius fantasos</i> (Cramer, 1780)	<i>V. fan</i>	1	0	1	3*	0	3
Hesperiini Latreille, 1809							
<i>Hylephila phyleus phyleus</i> (Drury, 1773)	<i>H. phy</i>	1	1	2	2	3	5
<i>Polites vibex praeceps</i> (Scudder, 1872)	<i>P. vib</i>	0	1*	1	1	4	5



**Anexo 1.** Continuación.

Especie	Clave	SBEC conservada			SBEC perturbada		
		T. S. (D-M)	T. H. (J-N)	N	T. S. (D-M)	T. H. (J-N)	N
<i>Wallengrenia otho otho</i> (J. E. Smith, 1797)	<i>W. oth</i>	1	0	1	2	0*	2
<i>Pompeius pompeius</i> (Latreille, 1824)	<i>P. pom</i>	0*	1	1	0	0	0
<i>Atalopedes campestris huron</i> (W. H. Edwards, 1863)	<i>A. cam</i>	2	2	4	5	4	9
<i>Quasimellana eulogius</i> (Plötz, 1882)	<i>Q. eul</i>	0	0	0	2	0*	2
<i>Thespieus macareus</i> (Herrich-Schäffer, 1869)	<i>T. mac</i>	0	1*	1	0	0	0

**Anexo 2.** Parámetros obtenidos del índice de marginalidad media para las especies de mariposas diurnas en la selva baja espinosa caducifolia del ANP Altas Cumbres (InerO= Inercia total; OMI= Índice de marginalidad media; T1= Índice de tolerancia; T2= Tolerancia residual;  $p$  = probabilidad, valores significativos en negritas.

Especie	Clave	N	InerO	OMI	T1	T2	$p$
<b>Papilionidae</b>							
Papilioninae							
Troidini							
<i>Parides photinus</i>	<i>P. pho</i>	1	10.270	10.270	0.000	0.000	0.253
<i>Parides montezuma</i>	<i>P. mon</i>	19	11.880	0.466	3.371	8.046	0.519
<i>Battus philenor philenor</i>	<i>B. phi</i>	11	4.262	1.311	0.248	2.703	0.391
<i>Battus polydamas polydamas</i>	<i>B. pol</i>	44	9.210	0.168	3.348	5.695	0.535
Leptocircini							
<i>Protographium epidaus epidaus</i>	<i>P. epi</i>	3	6.650	4.672	0.116	1.861	0.337
<i>Protographium philolaus philolaus</i>	<i>P. phi</i>	22	4.523	1.695	0.451	2.377	0.104
<i>Mimoides phaon phaon</i>	<i>M. pha</i>	71	7.132	0.818	1.873	4.441	<b>0.001</b>
Papilionini							
<i>Papilio polyxenes asterius</i>	<i>P. pol</i>	4	10.480	5.721	2.084	2.673	0.108
<i>Pterourus alexiaries garcia</i>	<i>P. ale</i>	1	3.880	3.880	0.000	0.000	0.705
<i>Pterourus multicaudata multicaudata</i>	<i>P. mul</i>	4	15.300	4.979	8.863	1.454	0.136
<i>Pterourus pilumnus</i>	<i>P. pil</i>	42	6.330	2.146	0.440	3.745	<b>0.000</b>
<i>Pterourus palamedes leontis</i>	<i>P. pal</i>	31	3.709	1.457	0.139	2.114	0.152
<i>Pterourus garamas abderus</i>	<i>P. abd</i>	1	6.296	6.296	0.000	0.000	0.421
<i>Pterourus victorinus victorinus</i>	<i>P. vic</i>	1	3.725	3.725	0.000	0.000	0.794
<i>Heraclides cresphontes</i>	<i>H. cre</i>	56	7.749	0.257	2.337	5.155	0.482
<i>Heraclides thoas autocles</i>	<i>H. tho</i>	5	4.957	2.459	0.705	1.793	0.498
<i>Heraclides astyalus pallas</i>	<i>H. ast</i>	1	3.725	3.725	0.000	0.000	0.794
<i>Heraclides ornythion</i>	<i>H. orn</i>	14	3.848	1.707	0.107	2.035	0.243
<i>Heraclides torquatus tolus</i>	<i>H. tor</i>	20	5.569	0.948	0.417	4.204	0.334
<i>Heraclides anchisiades idaeus</i>	<i>H. anc</i>	60	7.016	1.041	1.708	4.267	<b>0.000</b>
<i>Heraclides erostratus erostratinus</i>	<i>H. ero</i>	1	4.970	4.970	0.000	0.000	0.587
<b>Pieridae</b>							
Coliadinae							
<i>Kricogonia lyside</i>	<i>K. lys</i>	30	4.493	2.163	0.219	2.111	<b>0.041</b>
<i>Nathalis iole iole</i>	<i>N iol</i>	11	15.960	4.523	4.149	7.290	<b>0.014</b>
<i>Eurema daira eugenia</i>	<i>E. dai</i>	5	3.435	1.626	0.075	1.734	0.696
<i>Eurema boisduvaliana</i>	<i>E. boi</i>	5	9.449	1.954	2.890	4.605	0.422
<i>Eurema mexicana mexicana</i>	<i>E. mex</i>	55	8.506	0.135	3.328	5.043	0.112
<i>Eurema salome jamapa</i>	<i>E. sal</i>	7	3.334	1.370	0.042	1.922	0.570

**Anexo 2.** Continuación.

<b>Especie</b>	<b>Clave</b>	<b>N</b>	<b>InerO</b>	<b>OMI</b>	<b>T1</b>	<b>T2</b>	<b>p</b>
<i>Abaeis nicippe</i>	<i>A. nic</i>	32	6.924	2.475	0.500	3.949	<b>0.006</b>
<i>Pyrisitia proterpia</i>	<i>P. pro</i>	24	5.368	0.914	0.283	4.171	0.346
<i>Pyrisitia lisa centralis</i>	<i>P. lis</i>	14	4.286	2.025	0.197	2.064	0.071
<i>Pyrisitia nise nelphe</i>	<i>P. nis</i>	60	9.132	0.198	3.586	5.349	0.423
<i>Pyrisitia dina westwoodii</i>	<i>P. din</i>	3	5.615	3.605	0.198	1.812	0.243
<i>Colias eurytheme</i>	<i>C. eur</i>	3	9.157	0.558	4.998	3.602	0.924
<i>Zerene cesonia cesonia</i>	<i>Z. ces</i>	43	4.314	1.972	0.217	2.124	<b>0.016</b>
<i>Anteos clorinde</i>	<i>A. clo</i>	24	9.742	0.590	3.302	5.850	0.297
<i>Anteos maerula</i>	<i>A. mae</i>	71	8.630	0.193	1.311	7.126	0.577
<i>Phoebis sennae marcellina</i>	<i>P. sen</i>	68	8.687	0.156	3.283	5.248	0.058
<i>Phoebis philea philea</i>	<i>P. phi</i>	46	8.142	0.105	1.654	6.384	0.757
<i>Phoebis argante</i>	<i>P. arg</i>	6	21.450	4.411	5.503	11.530	0.106
<i>Phoebis agarithe agarithe</i>	<i>P. aga</i>	110	8.690	0.365	3.578	4.748	<b>0.009</b>
<b>Pierinae</b>							
<b>Pierini</b>							
<i>Glutophrissa drusilla tenuis</i>	<i>G. dru</i>	66	6.696	2.478	0.390	3.827	<b>0.000</b>
<i>Melete lycimnia isandra</i>	<i>M. lyc</i>	1	5.414	5.414	0.000	0.000	0.498
<i>Catasticta nimbice nimbice</i>	<i>C. nim</i>	5	15.610	8.309	2.303	5.002	<b>0.010</b>
<i>Pieriballia viardi viardi</i>	<i>P. via</i>	1	5.950	5.950	0.000	0.000	0.455
<i>Leptophobia aripa elodia</i>	<i>L. ari</i>	1	10.340	10.340	0.000	0.000	0.208
<i>Pontia protodice</i>	<i>P. pro</i>	11	8.435	0.451	0.948	7.036	0.809
<i>Ascia monuste monuste</i>	<i>A. mon</i>	32	3.716	1.549	0.129	2.038	0.129
<i>Ganyra josephina josepha</i>	<i>G. jos</i>	45	8.467	0.215	3.372	4.880	0.447
<b>Lycaenidae</b>							
<b>Theclinae</b>							
<b>Eumaeini</b>							
<i>Eumaeus childrenae</i>	<i>E. chi</i>	61	6.403	2.529	0.399	3.475	<b>0.003</b>
<i>Eumaeus toxea</i>	<i>E. tox</i>	3	3.880	3.880	0.000	0.000	0.705
<i>Brangas neora</i>	<i>B. neo</i>	1	4.970	4.970	0.000	0.000	0.587
<i>Atlides halesus corcorani</i>	<i>A. hal</i>	3	5.811	3.074	0.699	2.038	0.583
<i>Atlides gaumeri</i>	<i>A. gau</i>	1	4.188	4.188	0.000	0.000	0.670
<i>Atlides polybe</i>	<i>A. pol</i>	3	3.184	3.184	0.000	0.000	0.913
<i>Rekoa palegon</i>	<i>R. pal</i>	5	22.740	5.123	7.907	9.712	0.054
<i>Rekoa zebina</i>	<i>R. zeb</i>	1	10.270	10.270	0.000	0.000	0.253
<i>Rekoa marius</i>	<i>R. mar</i>	2	3.996	1.982	0.005	2.010	0.776
<i>Arawacus sito</i>	<i>A. sit</i>	1	4.253	4.253	0.000	0.000	0.619
<i>Arawacus jada</i>	<i>A. jad</i>	8	4.001	1.269	0.152	2.581	0.620
<i>Ocaria ocrisia</i>	<i>O. ocr</i>	6	7.376	2.692	0.108	4.576	0.627
<i>Chlorostymon simaethis sarita</i>	<i>C. sim</i>	3	3.184	1.311	0.145	1.729	0.878
<i>Cyanophrys goodsoni</i>	<i>C. goo</i>	5	3.680	1.567	0.109	2.003	0.516
<i>Cyanophrys herodotus</i>	<i>C. her</i>	6	11.410	3.874	2.697	4.833	0.139

**Anexo 2.** Continuación.

<b>Especie</b>	<b>Clave</b>	<b>N</b>	<b>InerO</b>	<b>OMI</b>	<b>T1</b>	<b>T2</b>	<b>p</b>
<i>Cyanophrys miserabilis</i>	<i>C. mis</i>	8	21.150	3.970	6.270	10.910	0.110
<i>Cyanophrys longula</i>	<i>C. lon</i>	1	4.970	4.970	0.000	0.000	0.587
<i>Callophrys xami texami</i>	<i>C. xam</i>	3	4.109	1.068	0.595	2.446	0.912
<i>Allosmaitia strophius</i>	<i>A. str</i>	1	10.340	10.340	0.000	0.000	0.208
<i>Electrostrymon hugon</i>	<i>E. hug</i>	2	12.450	8.637	1.432	2.378	0.083
<i>Electrostrymon guzanta</i>	<i>E. guz</i>	5	10.450	2.931	2.165	5.359	0.220
<i>Calycopis isobea</i>	<i>C. iso</i>	16	5.973	0.391	1.975	3.608	0.744
<i>Strymon melinus melinus</i>	<i>S. mel</i>	22	11.990	0.613	2.896	8.477	0.689
<i>Strymon rufofusca</i>	<i>S. ruf</i>	9	13.280	1.734	6.466	5.085	0.494
<i>Strymon albata</i>	<i>S. alb</i>	4	9.319	1.346	2.618	5.355	0.574
<i>Strymon alea</i>	<i>S. ale</i>	1	6.296	6.296	0.000	0.000	0.421
<i>Strymon bebrycia</i>	<i>S. beb</i>	2	5.426	2.541	0.286	2.599	0.672
<i>Strymon yojoa</i>	<i>S. yoj</i>	2	3.184	1.209	0.000	1.974	0.896
<i>Strymon cestri</i>	<i>S. ces</i>	2	27.100	27.100	0.000	0.000	<b>0.041</b>
<i>Strymon bazochii bazochii</i>	<i>S. baz</i>	8	5.215	0.931	0.263	4.021	0.747
<i>Strymon istapa istapa</i>	<i>S. ist</i>	9	10.770	0.710	4.561	5.502	0.832
<i>Ministrymon clytie</i>	<i>M. cly</i>	13	8.654	1.563	3.399	3.692	0.500
<i>Ministrymon azia</i>	<i>M. azi</i>	6	13.080	6.433	1.867	4.782	<b>0.035</b>
<i>Ostrinotes keila</i>	<i>O. kei</i>	2	4.970	4.970	0.000	0.000	0.587
<i>Strephonota tephraeus</i>	<i>S. tep</i>	2	10.340	10.340	0.000	0.000	0.208
<i>Panthiades bathildis</i>	<i>P. bat</i>	2	27.100	27.100	0.000	0.000	<b>0.041</b>
<i>Oenomaus ortygnus</i>	<i>O. ort</i>	2	7.875	7.164	0.211	0.500	0.122
<i>Parrhasius polibetes</i>	<i>P. pol</i>	2	3.184	3.184	0.000	0.000	0.913
<b>Polyommatainae</b>							
<i>Leptotes cassius cassidula</i>	<i>L. cas</i>	74	6.230	1.944	0.474	3.812	<b>0.000</b>
<i>Leptotes marina</i>	<i>L. mar</i>	38	9.875	0.118	2.132	7.625	0.708
<i>Brephidium exilis exilis</i>	<i>B. exi</i>	2	2.829	1.437	0.140	1.252	0.871
<i>Zizula cyna</i>	<i>Z. cyn</i>	3	4.109	1.068	0.595	2.446	0.912
<i>Cupido comyntas comyntas</i>	<i>C. com</i>	24	12.410	0.537	1.352	10.520	0.729
<i>Celastrina ladon</i>	<i>C. lad</i>	2	5.414	5.414	0.000	0.000	0.498
<i>Echinargus isola</i>	<i>E. iso</i>	40	8.614	0.020	1.338	7.257	0.974
<i>Hemiargus ceraunus astenidas</i>	<i>H. cer</i>	25	13.150	0.285	4.624	8.237	0.706
<b>Riodinidae</b>							
<b>Euselasiinae</b>							
<i>Euselasia eubule</i>	<i>E. eub</i>	1	10.270	10.270	0.000	0.000	0.253
<b>Riodininae</b>							
<i>Voltinia umbra</i>	<i>V. umb</i>	2	3.184	1.209	0.000	1.974	0.896
<i>Rhetus arcus thia</i>	<i>R. arc</i>	4	3.927	2.099	0.007	1.821	0.769
<i>Calephelis nemesis australis</i>	<i>C. nem</i>	65	6.294	1.306	0.976	4.011	<b>0.000</b>
<i>Calephelis perditalis perditalis</i>	<i>C. per</i>	67	7.176	0.909	1.814	4.453	<b>0.000</b>
<i>Calephelis rawsoni</i>	<i>C. raw</i>	7	10.580	5.358	1.801	3.417	0.054

**Anexo 2.** Continuación.

<b>Especie</b>	<b>Clave</b>	<b>N</b>	<b>InerO</b>	<b>OMI</b>	<b>T1</b>	<b>T2</b>	<b>p</b>
<i>Caria ino melicerta</i>	<i>C. ino</i>	16	8.033	0.082	0.714	7.236	0.993
<i>Lasaia sula peninsularis</i>	<i>L. sul</i>	14	15.310	2.006	4.643	8.665	0.187
<i>Lasaia agesilas callaina</i>	<i>L. age</i>	12	14.550	0.872	7.750	5.926	0.769
<i>Anteros carausius</i>	<i>A. car</i>	9	19.610	2.911	5.792	10.910	0.255
<i>Calydna sturnula</i>	<i>C. stu</i>	1	4.970	4.970	0.000	0.000	0.587
<i>Emesis tegula</i>	<i>E. teg</i>	5	3.184	1.236	0.042	1.906	0.890
<i>Emesis tenedia</i>	<i>E. ten</i>	44	7.606	0.399	1.820	5.388	0.399
<i>Emesis emesia</i>	<i>E. eme</i>	41	9.667	0.562	3.536	5.568	0.140
<i>Apodemia hypoglauca hypoglauca</i>	<i>A. hyp</i>	5	3.680	1.567	0.109	2.003	0.516
<i>Apodemia walkeri</i>	<i>A. wal</i>	2	3.880	3.880	0.000	0.000	0.705
<i>Behemothia godmanii</i>	<i>B. god</i>	1	4.970	4.970	0.000	0.000	0.587
<b>Nymphalidae</b>							
Libytheinae							
<i>Libytheana carinenta larvata</i>	<i>L. car</i>	40	8.425	3.662	0.304	4.459	<b>0.022</b>
Danainae							
Danaini							
<i>Danaus plexippus plexippus</i>	<i>D. ple</i>	15	8.007	3.187	0.318	4.502	<b>0.012</b>
<i>Danaus gilippus thersippus</i>	<i>D. gil</i>	15	4.575	2.516	0.031	2.029	0.272
<i>Danaus eresimus montezuma</i>	<i>D. ere</i>	26	8.101	0.484	1.643	5.974	0.518
Ithomiini							
<i>Pteronymia cotytto</i>	<i>P. cot</i>	19	8.960	1.885	3.513	3.562	0.410
<i>Greta morgane oto</i>	<i>G. mor</i>	13	14.770	3.298	6.167	5.301	0.165
Heliconiinae							
Heliconiini							
<i>Agraulis vanillae incarnata</i>	<i>A. van</i>	10	18.400	2.214	4.677	11.510	0.153
<i>Dione moneta poeyii</i>	<i>D. mon</i>	10	15.140	3.795	5.095	6.253	<b>0.030</b>
<i>Dryadula phaetusa</i>	<i>D. pha</i>	1	10.270	10.270	0.000	0.000	0.253
<i>Dryas iulia moderata</i>	<i>D. iul</i>	97	9.314	0.240	3.861	5.212	0.183
<i>Eueides isabella eva</i>	<i>E. isa</i>	7	9.150	3.729	0.455	4.966	<b>0.026</b>
<i>Heliconius charithonia vazquezae</i>	<i>H. cha</i>	72	10.380	0.776	4.539	5.060	0.134
<i>Heliconius erato petiverana</i>	<i>H. era</i>	5	4.397	4.037	0.030	0.330	0.252
<i>Heliconius ismenius telchinia</i>	<i>H. ism</i>	3	16.780	1.986	0.219	14.580	0.795
Argynnini							
<i>Euptoieta claudia</i>	<i>E. cla</i>	30	7.148	2.434	0.441	4.272	<b>0.000</b>
<i>Euptoieta hegesia meridiania</i>	<i>E. heg</i>	35	7.300	0.368	2.310	4.623	0.344
Limenitidinae							
Limenitidini							
<i>Limenitis arthemis astyanax</i>	<i>L. art</i>	2	4.970	4.970	0.000	0.000	0.587
<i>Adelpha paraena massilia</i>	<i>A. par</i>	7	14.780	1.073	6.236	7.475	0.718
<i>Adelpha fessonia fessonia</i>	<i>A. fes</i>	79	7.387	0.130	2.717	4.541	0.642

**Anexo 2.** Continuación.

<b>Especie</b>	<b>Clave</b>	<b>N</b>	<b>InerO</b>	<b>OMI</b>	<b>T1</b>	<b>T2</b>	<b>p</b>
<i>Adelpha basiloides</i>	<i>A. bas</i>	80	6.606	2.130	0.457	4.020	<b>0.000</b>
<i>Adelpha iphicleola iphicleola</i>	<i>A. iph</i>	2	10.340	10.340	0.000	0.000	0.208
Apaturinae							
<i>Asterocampa leilia</i>	<i>A. lei</i>	41	7.088	0.933	1.662	4.493	<b>0.008</b>
<i>Asterocampa clyton louisa</i>	<i>A. cly</i>	24	7.193	0.861	1.265	5.067	0.358
<i>Asterocampa idyja argus</i>	<i>A. idy</i>	13	6.771	0.990	1.048	4.733	0.497
<i>Doxocopa pavon theodora</i>	<i>D. pav</i>	77	7.149	0.763	1.417	4.969	0.054
<i>Doxocopa laure laure</i>	<i>D. lau</i>	33	9.055	0.219	1.616	7.220	0.564
Biblidinae							
Biblidini							
<i>Biblis hyperia aganisa</i>	<i>B. hyp</i>	97	7.005	0.677	1.985	4.343	<b>0.000</b>
<i>Mestra amymone</i>	<i>M. amy</i>	64	5.941	0.894	0.739	4.307	0.089
Catonephelini							
<i>Eunica tatila tatila</i>	<i>E. tat</i>	55	9.578	0.811	2.795	5.971	0.236
<i>Eunica monima</i>	<i>E. mon</i>	35	8.472	0.469	3.019	4.984	0.495
<i>Myscelia ethusa ethusa</i>	<i>M. eth</i>	64	4.253	1.922	0.211	2.120	<b>0.017</b>
Ageroniini							
<i>Hamadryas februa ferentina</i>	<i>H. feb</i>	51	7.378	0.124	0.474	6.779	0.920
<i>Hamadryas glauconome glauconome</i>	<i>H. gla</i>	50	8.898	0.164	3.230	5.504	0.219
<i>Hamadryas guatemalena marmarice</i>	<i>H. gua</i>	7	11.670	0.205	4.247	7.222	0.947
<i>Hamadryas amphinome mexicana</i>	<i>H. amp</i>	5	9.679	0.803	0.603	8.273	0.789
Epiphelini							
<i>Epiphile adrasta adrasta</i>	<i>E. adr</i>	53	9.045	0.189	2.964	5.892	0.495
<i>Pyrrhogyra edocla edocla</i>	<i>P. edo</i>	1	5.950	5.950	0.000	0.000	0.455
<i>Temenis laothoe</i>	<i>T. lao</i>	6	11.730	4.843	1.852	5.035	0.082
Eubagini							
<i>Dynamine postverta mexicana</i>	<i>D. pos</i>	53	7.073	1.018	1.566	4.488	<b>0.013</b>
<i>Dynamine dyonis</i>	<i>D. dyo</i>	73	8.517	0.318	3.409	4.790	<b>0.032</b>
Cyrestinae							
Cyrestini							
<i>Marpesia chiron</i>	<i>M. chi</i>	5	11.420	5.010	0.928	5.483	0.055
<i>Marpesia petreus</i>	<i>M. pet</i>	14	9.183	4.238	0.251	4.694	<b>0.017</b>
Nymphalinae							
<i>Smyrna blomfieldia datis</i>	<i>S. blo</i>	25	6.779	2.515	0.377	3.887	<b>0.005</b>
<i>Vanessa virginiensis</i>	<i>V. vir</i>	14	11.770	0.339	3.472	7.963	0.878
<i>Vanessa cardui</i>	<i>V. car</i>	19	8.728	2.501	0.991	5.236	0.095
<i>Vanessa atalanta rubria</i>	<i>V. ata</i>	6	3.537	0.882	0.382	2.272	0.784
Victorinini							

**Anexo 2.** Continuación.

<b>Especie</b>	<b>Clave</b>	<b>N</b>	<b>InerO</b>	<b>OMI</b>	<b>T1</b>	<b>T2</b>	<b>p</b>
<i>Anartia jatrophae luteipicta</i>	<i>A. jat</i>	78	9.050	0.173	3.181	5.696	0.489
<i>Anartia fatima fatima</i>	<i>A. fat</i>	74	8.784	0.190	3.693	4.901	0.141
<i>Siproeta stelenes biplagiata</i>	<i>S. ste</i>	107	8.434	0.084	3.397	4.953	<b>0.020</b>
<i>Siproeta epaphus epaphus</i>	<i>S. epa</i>	10	20.450	3.537	6.001	10.910	0.157
Junoniini							
<i>Junonia evarete</i>	<i>J. eva</i>	2	4.066	0.862	0.010	3.194	0.927
Melitaeini							
<i>Chlosyne janais janais</i>	<i>C. jan</i>	109	7.117	0.947	1.773	4.398	<b>0.003</b>
<i>Chlosyne definita definita</i>	<i>C. def</i>	3	7.621	3.176	0.765	3.679	0.560
<i>Chlosyne endeis pardelina</i>	<i>C. end</i>	7	3.641	1.517	0.115	2.008	0.297
<i>Chlosyne rosita browni</i>	<i>C. ros</i>	34	3.733	1.555	0.121	2.057	0.121
<i>Chlosyne theona bollii</i>	<i>C. the</i>	11	5.649	1.326	0.228	4.094	0.592
<i>Chlosyne lacinia adjutrix</i>	<i>C. lac</i>	51	7.949	0.209	2.173	5.568	0.574
<i>Microtia elva elva</i>	<i>M. elv</i>	44	5.730	0.907	0.343	4.479	0.335
<i>Texola elada ulrica</i>	<i>T. ela</i>	2	5.950	5.950	0.000	0.000	0.455
<i>Eresia phillyra phillyra</i>	<i>E. phi</i>	67	9.047	0.216	3.016	5.815	0.404
<i>Castilia myia</i>	<i>C. myi</i>	3	10.270	10.270	0.000	0.000	0.253
<i>Tegosa anieta luka</i>	<i>T. ani</i>	3	4.109	1.068	0.595	2.446	0.912
<i>Anthanassa texana texana</i>	<i>A. tex</i>	64	7.133	0.894	1.860	4.380	<b>0.001</b>
<i>Anthanassa ardys</i>	<i>A. ard</i>	9	8.646	1.804	1.973	4.868	0.238
<i>Anthanassa ptolyca</i>	<i>A. pto</i>	2	27.100	27.100	0.000	0.000	<b>0.041</b>
<i>Anthanassa argentea</i>	<i>A. arg</i>	48	7.263	0.761	1.919	4.583	<b>0.003</b>
<i>Anthanassa tulcis</i>	<i>A. tul</i>	7	15.020	1.236	3.962	9.817	0.646
<i>Phyciodes graphica</i>	<i>P. gra</i>	4	7.736	3.572	1.099	3.065	0.496
<i>Phyciodes phaon phaon</i>	<i>P. pha</i>	2	3.725	3.725	0.000	0.000	0.794
<i>Phyciodes tharos tharos</i>	<i>P. tha</i>	46	6.723	1.351	1.290	4.082	<b>0.000</b>
Charaxinae							
Anaeini							
<i>Consul electra electra</i>	<i>C. ele</i>	17	3.969	1.398	0.261	2.311	0.176
<i>Consul fabius cecrops</i>	<i>C. fab</i>	1	20.190	20.190	0.000	0.000	0.082
<i>Anaea aidea</i>	<i>A. aid</i>	178	5.620	1.924	0.380	3.317	<b>0.002</b>
<i>Fountainea euryple confusa</i>	<i>F. eur</i>	3	12.860	4.007	3.230	5.627	0.415
<i>Fountainea glycerium glycerium</i>	<i>F. gly</i>	102	6.516	2.277	0.404	3.835	<b>0.000</b>
<i>Memphis moruus boisduvali</i>	<i>M. mor</i>	1	6.296	6.296	0.000	0.000	0.421
<i>Memphis pithyusa pithyusa</i>	<i>M. pit</i>	131	6.499	0.604	0.886	5.009	0.523
<i>Memphis forreri</i>	<i>M. for</i>	60	6.347	1.859	0.474	4.014	<b>0.000</b>
Preponini							
<i>Archaeoprepona demophon centralis</i>	<i>A. cen</i>	27	6.163	1.993	0.397	3.773	<b>0.003</b>
<i>Archaeoprepona demophoon gulina</i>	<i>A. gul</i>	7	22.930	5.098	6.318	11.510	<b>0.049</b>



**Anexo 2.** Continuación.

<b>Especie</b>	<b>Clave</b>	<b>N</b>	<b>InerO</b>	<b>OMI</b>	<b>T1</b>	<b>T2</b>	<b>p</b>
Satyrinae							
Morphini							
<i>Morpho helenor montezuma</i>	<i>M. hel</i>	1	7.091	7.091	0.000	0.000	0.369
Brassolini							
<i>Opsiphanes boisduvallii</i>	<i>O. boi</i>	39	6.687	0.842	1.238	4.607	0.052
<i>Opsiphanes cassina fabricii</i>	<i>O. cas</i>	1	5.115	5.115	0.000	0.000	0.544
Melanitini							
<i>Manataria hercyna maculata</i>	<i>M. her</i>	2	29.460	29.460	0.000	0.000	<b>0.000</b>
Satyrini							
<i>Cyllopsis dospassosi</i>	<i>C. dos</i>	39	5.534	0.749	1.197	3.588	0.156
<i>Cyllopsis gemma freemani</i>	<i>C. gem</i>	60	7.228	0.827	2.298	4.103	<b>0.009</b>
<i>Hermeuptychia hermes</i>	<i>H. her</i>	60	6.421	2.085	0.405	3.931	<b>0.000</b>
<i>Cissia terrestris</i>	<i>C. ter</i>	3	3.725	3.725	0.000	0.000	0.794
<i>Cissia pompilia</i>	<i>C. pom</i>	10	8.119	1.441	2.573	4.106	0.332
<i>Pareuptychia ocirrhoe</i>	<i>P. oci</i>	4	4.221	3.033	0.032	1.156	0.595
<i>Taygetis thamyra</i>	<i>T. tha</i>	2	1.932	1.932	0.000	0.000	0.959
<i>Cercyonis pegala texana</i>	<i>C. peg</i>	1	4.188	4.188	0.000	0.000	0.670
<b>Hesperiidae</b>							
Eudaminae							
<i>Phocides polybius lilea</i>	<i>P. pol</i>	5	5.685	1.295	0.324	4.066	0.613
<i>Phocides urania urania</i>	<i>P. ura</i>	5	12.560	2.236	0.039	10.290	0.755
<i>Epargyreus socus orizaba</i>	<i>E. soc</i>	3	4.586	4.090	0.044	0.452	0.417
<i>Polygonus leo arizonensis</i>	<i>P. leo</i>	2	15.230	7.943	0.774	6.516	0.098
<i>Chioides albofasciatus</i>	<i>C. alb</i>	22	5.807	0.910	0.795	4.102	0.113
<i>Chioides zilpa</i>	<i>C. zil</i>	22	6.584	0.409	1.745	4.430	0.580
<i>Aguna asander asander</i>	<i>A. asa</i>	4	15.000	5.441	3.053	6.502	0.110
<i>Aguna metophis</i>	<i>A. met</i>	5	8.159	1.246	1.851	5.062	0.624
<i>Typhedanus undulatus</i>	<i>T. und</i>	6	3.795	1.726	0.168	1.901	0.357
<i>Polythrix octomaculata</i>	<i>P. oct</i>	1	3.880	3.880	0.000	0.000	0.705
<i>Codatractus bryaxis</i>	<i>C. bry</i>	5	7.379	5.965	0.538	0.876	0.205
<i>Urbanus proteus proteus</i>	<i>U. pro</i>	19	3.752	1.548	0.148	2.056	0.136
<i>Urbanus esmeraldus</i>	<i>U. esm</i>	9	8.510	2.100	1.220	5.190	0.167
<i>Urbanus evona</i>	<i>U. evo</i>	1	10.340	10.340	0.000	0.000	0.208
<i>Urbanus dorantes dorantes</i>	<i>U. dor</i>	7	4.069	2.015	0.388	1.667	0.166
<i>Urbanus procne</i>	<i>U. pro</i>	5	10.450	2.931	2.165	5.359	0.220
<i>Urbanus teleus</i>	<i>U. tel</i>	3	4.423	2.535	0.053	1.835	0.420
<i>Urbanus doryssus</i>	<i>U. dor</i>	7	6.892	1.234	0.795	4.863	0.373
<i>Astraptus fulgurator azul</i>	<i>A. ful</i>	41	9.232	0.173	3.185	5.874	0.514
<i>Astraptus egregius egregius</i>	<i>A. egr</i>	4	6.496	3.319	0.753	2.424	0.308
<i>Astraptus alardus latia</i>	<i>A. ala</i>	1	5.950	5.950	0.000	0.000	0.455
<i>Astraptus alector hopfferi</i>	<i>A. ale</i>	1	3.184	3.184	0.000	0.000	0.913
<i>Astraptus anaphus annetta</i>	<i>A. ana</i>	6	10.860	2.099	3.962	4.797	0.384



**Anexo 2.** Continuación.

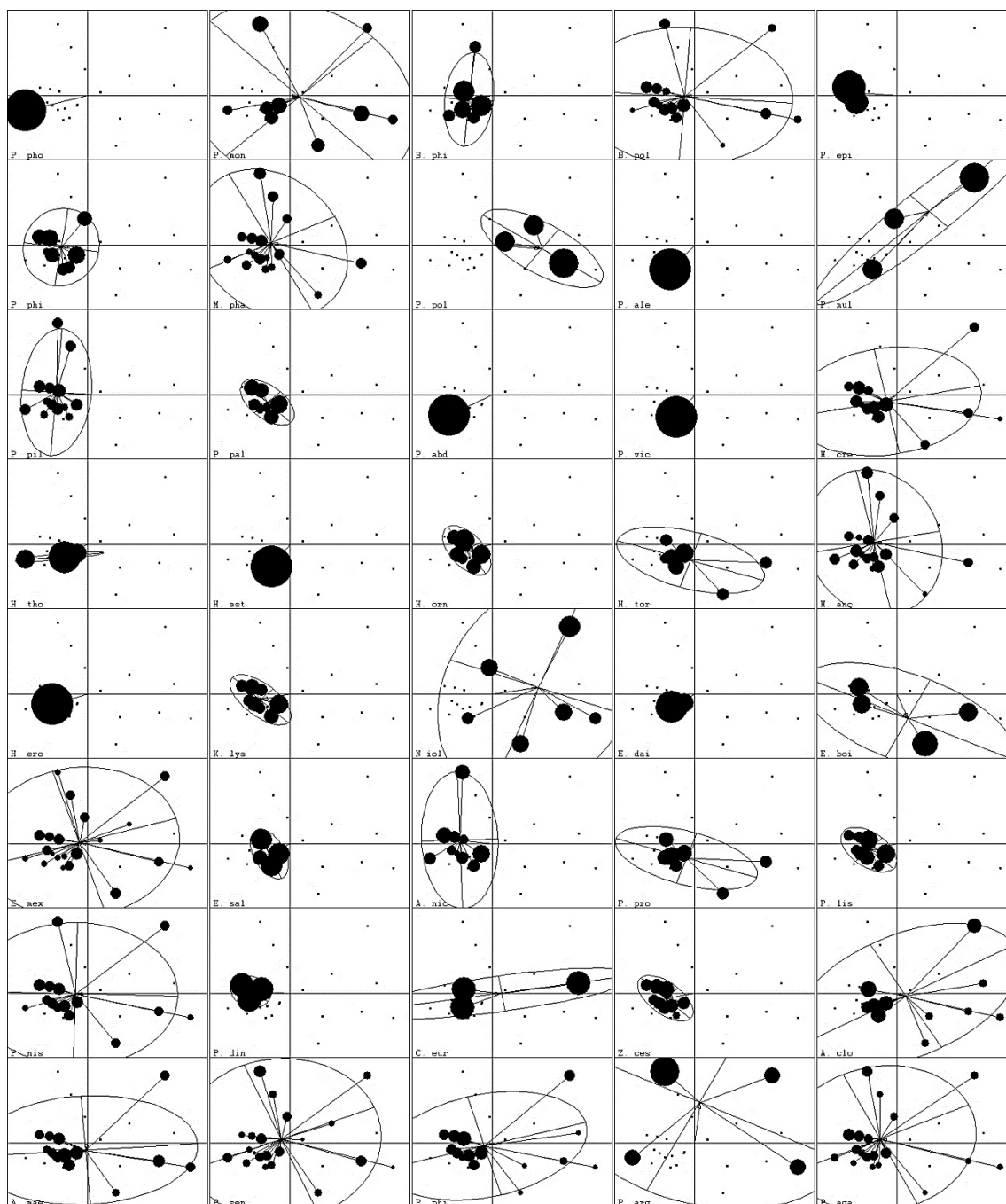
<b>Especie</b>	<b>Clave</b>	<b>N</b>	<b>InerO</b>	<b>OMI</b>	<b>T1</b>	<b>T2</b>	<b>p</b>
<i>Autochton cellus</i>	<i>A. cel</i>	1	3.880	3.880	0.000	0.000	0.705
<i>Autochton cincta</i>	<i>A. cin</i>	6	3.609	0.571	0.027	3.011	0.896
<i>Autochton neis</i>	<i>A. nei</i>	1	3.725	3.725	0.000	0.000	0.794
<i>Achalarus albociliatus</i>	<i>A. alb</i>	1	16.860	16.860	0.000	0.000	0.168
<i>Achalarus toxeus</i>	<i>A. tox</i>	3	5.811	3.074	0.699	2.038	0.583
<i>Cabares potrillo potrillo</i>	<i>C. pot</i>	19	5.833	0.698	0.200	4.935	0.338
<i>Spathilepia clonius</i>	<i>S. clo</i>	11	11.170	0.421	0.843	9.907	0.830
<i>Nascus phocus</i>	<i>N. pho</i>	1	3.184	3.184	0.000	0.000	0.913
Pyrginae							
Celaenorrhinini							
<i>Celaenorrhinus fritzgaertneri</i>	<i>C. fri</i>	7	11.820	0.292	4.170	7.358	0.900
<i>Celaenorrhinus stallingsi</i>	<i>C. sta</i>	1	3.880	3.880	0.000	0.000	0.705
Carcharodini							
<i>Arteurotia tractipennis</i>	<i>A. tra</i>	5	10.390	5.195	0.149	5.050	<b>0.049</b>
<i>Polycitor enops</i>	<i>P. eno</i>	8	8.992	1.752	3.525	3.716	0.474
<i>Nisoniades godma</i>	<i>N. god</i>	1	10.340	10.340	0.000	0.000	0.208
<i>Nisoniades rubescens</i>	<i>N. rub</i>	1	4.970	4.970	0.000	0.000	0.587
<i>Nisoniades ephora</i>	<i>N. eph</i>	3	3.184	1.311	0.145	1.729	0.878
<i>Pellicia arina</i>	<i>P. ari</i>	1	3.721	3.721	0.000	0.000	0.832
<i>Noctuana stator</i>	<i>N. sta</i>	1	5.950	5.950	0.000	0.000	0.455
<i>Bolla clytius</i>	<i>B. cly</i>	14	7.942	0.594	0.263	7.086	0.725
<i>Staphylus vulgata</i>	<i>S. vul</i>	1	6.296	6.296	0.000	0.000	0.421
<i>Staphylus mazans</i>	<i>S. maz</i>	53	9.738	0.800	3.392	5.546	<b>0.040</b>
<i>Staphylus azteca</i>	<i>S. azt</i>	12	3.371	0.681	0.337	2.354	0.836
<i>Pholisora catullus</i>	<i>P. cat</i>	3	6.543	5.651	0.288	0.605	0.243
Erynnini							
<i>Gorgythion begga pyralina</i>	<i>G. beg</i>	59	9.020	0.189	3.744	5.087	0.117
<i>Mylon maimon</i>	<i>M. mai</i>	2	10.340	10.340	0.000	0.000	0.208
<i>Grais stigmaticus stigmaticus</i>	<i>G. sti</i>	15	4.989	1.576	0.323	3.090	0.290
<i>Timochares ruptifasciata</i>	<i>T. rup</i>	5	6.734	4.602	0.399	1.734	0.320
<i>Timochares trifasciata</i>	<i>T. tri</i>	1	5.950	5.950	0.000	0.000	0.455
<i>Chiomara georgina georgina</i>	<i>C. geo</i>	23	8.767	0.267	3.671	4.830	0.911
<i>Gesta invisus</i>	<i>G. inv</i>	7	11.610	2.547	5.354	3.710	0.305
<i>Erynnis horatius</i>	<i>E. hor</i>	42	6.431	0.638	1.114	4.679	0.205
Achlyodidini							
<i>Achlyodes pallida</i>	<i>A. pal</i>	9	9.810	2.827	3.257	3.726	0.244
<i>Eantis tamenund</i>	<i>E. tam</i>	75	7.552	0.110	1.653	5.789	0.574
<i>Zera hyacinthinus hyacinthinus</i>	<i>Z. hay</i>	1	3.725	3.725	0.000	0.000	0.794
<i>Quadrus cerialis</i>	<i>Q. cer</i>	1	5.950	5.950	0.000	0.000	0.455

Espece	Clave	N	InerO	OMI	T1	T2	p
<i>Atarnes sallei</i>	A. sal	8	9.664	2.348	2.150	5.165	0.329
Pyrgini							
<i>Carrhenes fuscescens</i>	C. fus	2	5.069	4.938	0.039	0.092	0.271
<i>Carrhenes canescens</i>	C. can	8	13.800	0.434	4.738	8.626	0.829
<i>Systasea pulverulenta</i>	S. pul	30	7.292	2.064	1.014	4.214	<b>0.000</b>
<i>Celotes nessus</i>	C. nes	4	3.079	0.578	0.082	2.420	0.939
<i>Pyrgus albescens</i>	P. alb	55	6.267	1.523	0.804	3.940	<b>0.000</b>
<i>Pyrgus oileus</i>	P. oil	65	7.145	1.049	1.838	4.258	<b>0.000</b>
<i>Pyrgus philetas</i>	P. phi	10	13.790	1.407	7.868	4.517	0.377
<i>Heliopyrgus sublinea</i>	H. sub	1	10.340	10.340	0.000	0.000	0.208
<i>Heliopetes laviana laviana</i>	H. lav	50	6.078	1.997	0.451	3.631	<b>0.000</b>
<i>Heliopetes macaira macaira</i>	H. mac	1	10.340	10.340	0.000	0.000	0.208
<i>Heliopetes arsalte</i>	H. ars	1	10.270	10.270	0.000	0.000	0.253
Hesperiinae							
Thymelicini							
<i>Ancyloxypha arene</i>	A. are	8	12.580	1.422	6.589	4.565	0.329
<i>Copaeodes aurantiaca</i>	C. aur	5	5.685	1.295	0.324	4.066	0.613
<i>Copaeodes minima</i>	C. min	1	3.880	3.880	0.000	0.000	0.705
Calpodini							
<i>Panoquina evansi</i>	P. eva	3	10.310	4.985	0.315	5.012	0.310
Anthoptini							
<i>Synapte pecta</i>	S. pec	2	5.426	2.541	0.286	2.599	0.672
<i>Corticea corticea</i>	C. cor	1	3.725	3.725	0.000	0.000	0.794
Moncini							
<i>Mnasicles geta</i>	M. get	3	2.626	1.305	0.013	1.308	0.877
<i>Remella remus</i>	R. rem	1	3.880	3.880	0.000	0.000	0.705
<i>Remella rita</i>	R. rit	3	3.953	2.042	0.060	1.851	0.781
<i>Amblyscirtes tolteca tolteca</i>	A. tol	3	7.621	3.176	0.765	3.679	0.560
<i>Monca crispinus</i>	M. cri	6	10.830	2.497	4.690	3.640	0.332
<i>Cymaenes trebius</i>	C. tre	5	23.620	13.690	3.218	6.709	<b>0.007</b>
<i>Lerodea eufala eufala</i>	L. euf	11	5.478	0.252	0.908	4.318	0.925
<i>Lerodea arabus</i>	L. ara	8	13.060	0.488	2.710	9.867	0.797
<i>Lerema accius</i>	L. acc	13	6.374	0.195	0.728	5.451	0.915
<i>Lerema liris</i>	L. lir	2	3.804	3.804	0.000	0.000	0.747
<i>Vettius fantasos</i>	V. fan	4	28.680	21.730	0.418	6.529	<b>0.004</b>
Hesperiini							
<i>Hylephila phyleus phyleus</i>	H. phy	7	9.682	3.682	0.994	5.006	0.140
<i>Polites vibex praeceps</i>	P. vib	6	3.856	0.692	0.151	3.014	0.941
<i>Wallengrenia otho otho</i>	W. oth	3	7.621	3.176	0.765	3.679	0.560
<i>Pompeius pompeius</i>	P. pom	1	10.340	10.340	0.000	0.000	0.208

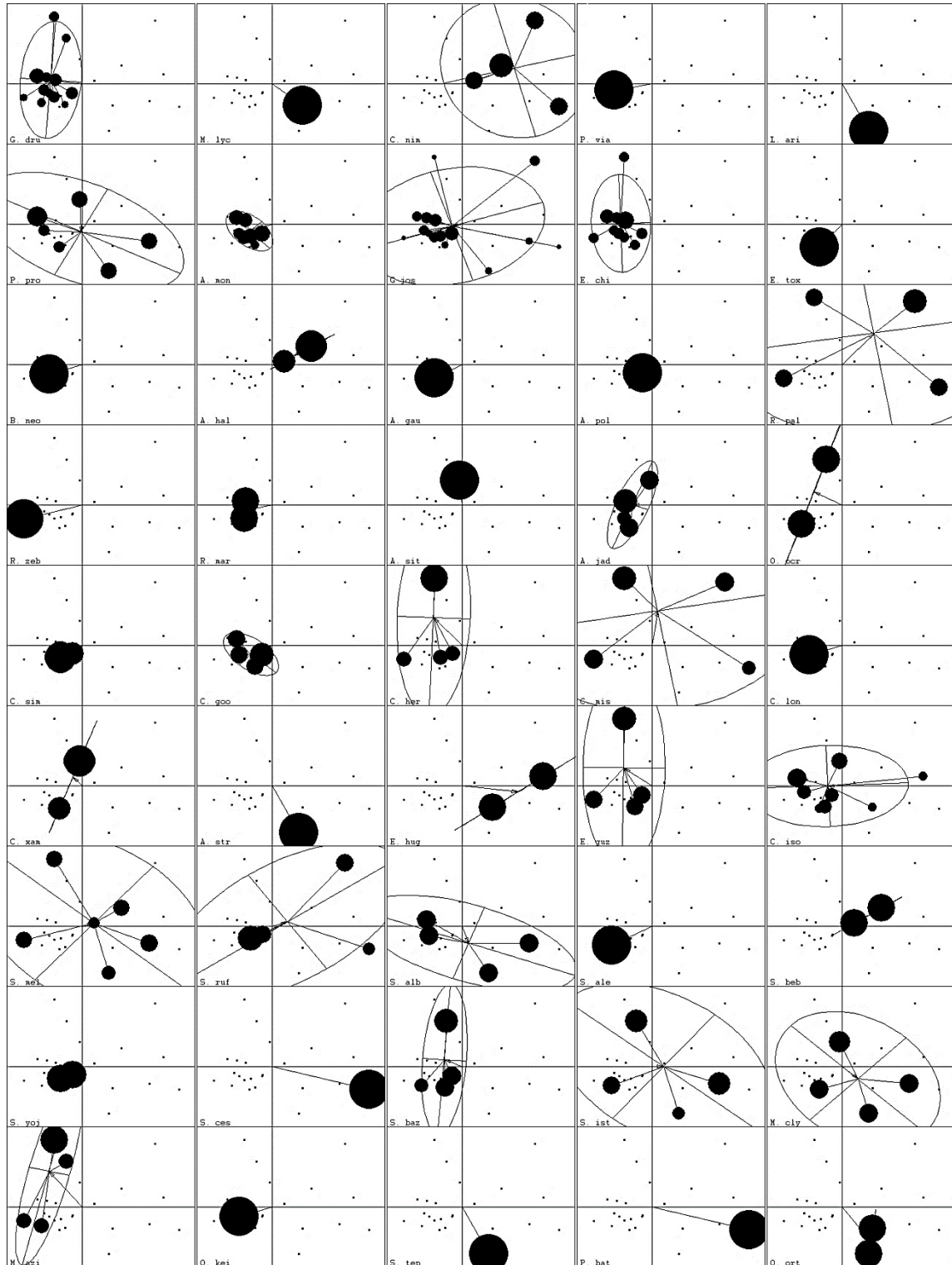
**Anexo 2.** Continuación.

<b>Especie</b>	<b>Clave</b>	<b>N</b>	<b>InerO</b>	<b>OMI</b>	<b>T1</b>	<b>T2</b>	<b><i>p</i></b>
<i>Atalopedes campestris huron</i>	<i>A. cam</i>	13	18.960	3.239	5.046	10.680	0.055
<i>Quasimellana eulogius</i>	<i>Q. eul</i>	2	4.253	4.253	0.000	0.000	0.619
<i>Thespieus macareus</i>	<i>T. mac</i>	1	5.950	5.950	0.000	0.000	0.455

**Anexo 3.** Variación en la abundancia de especies de mariposas diurnas (los cuadros pequeños representan las unidades de muestreo (ver Figura 19); los círculos representan la abundancia proporcional de la especie en dicha muestra; el elipsoide indica que el 95% de la abundancia total para la especie está contenida dentro del área).

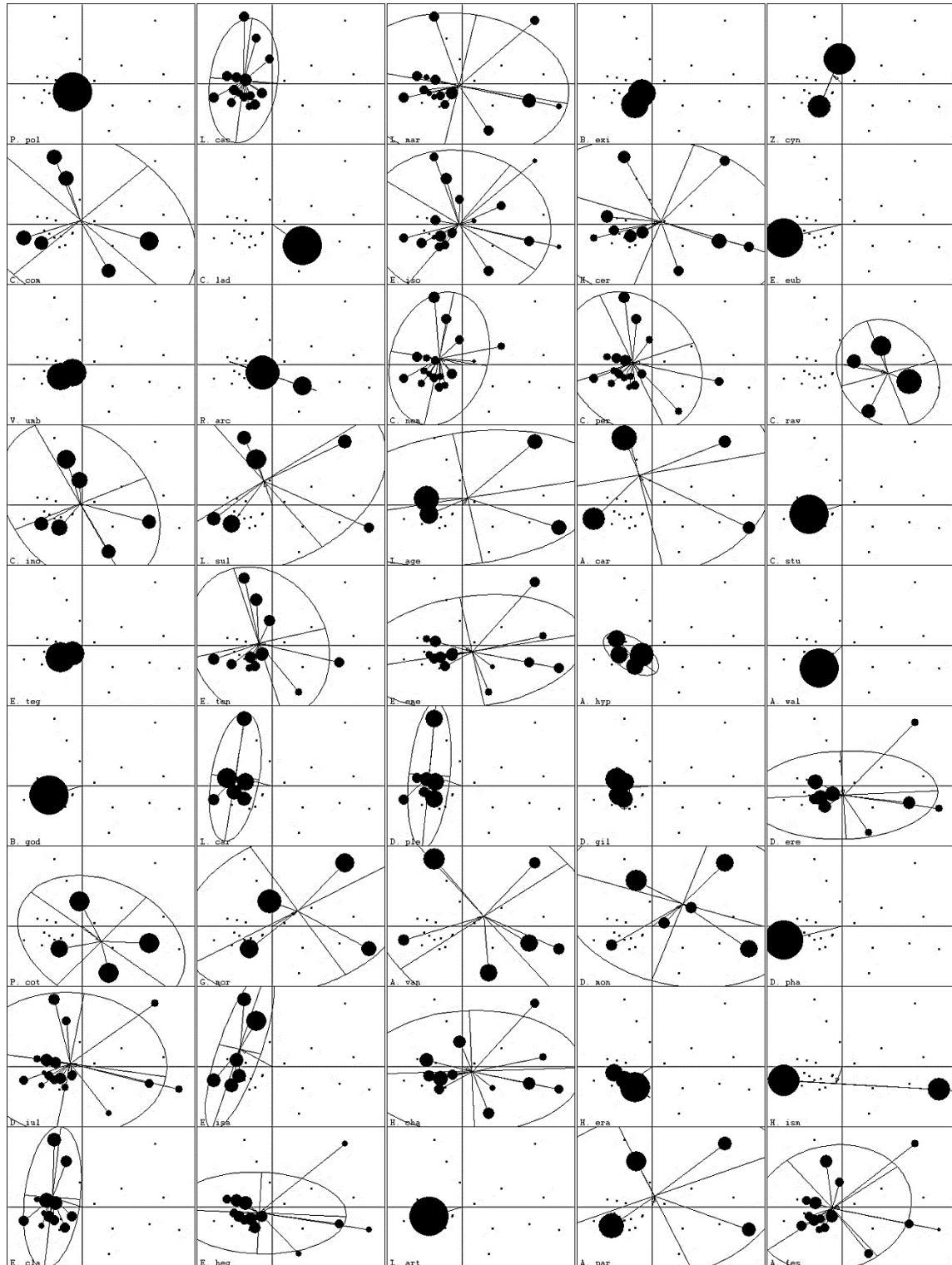


**Anexo 3. Continuación.**

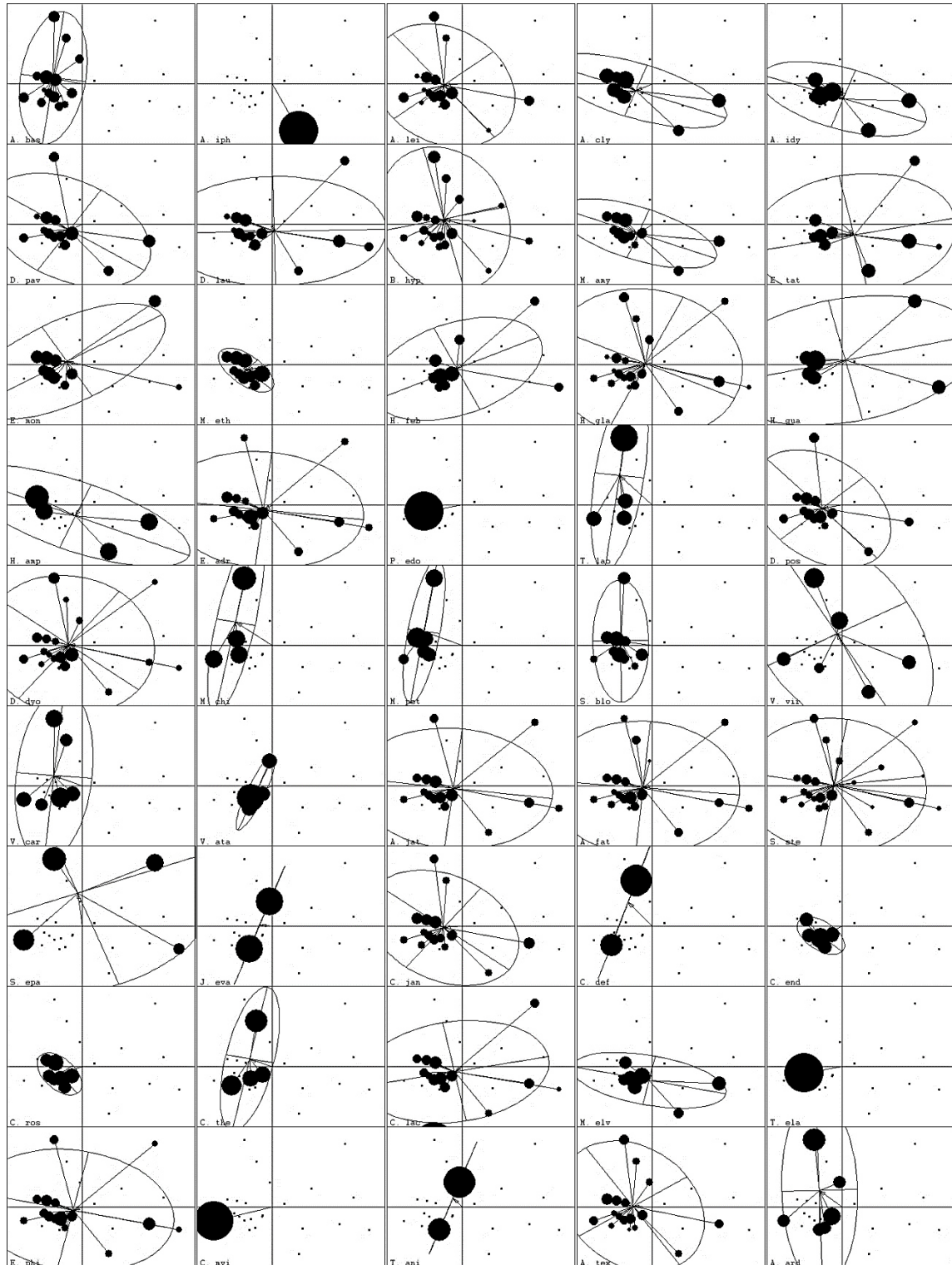




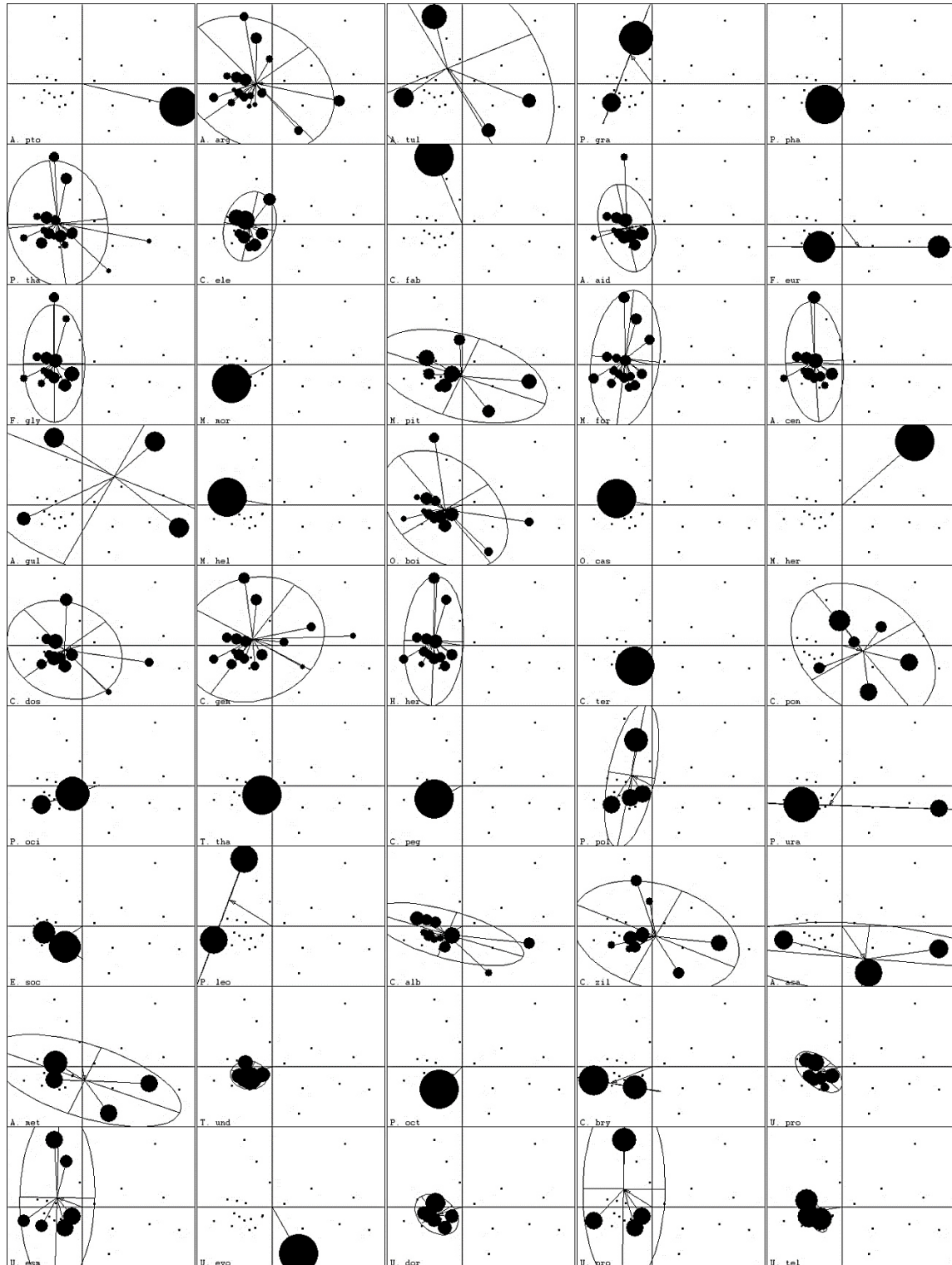
**Anexo 3. Continuación.**



**Anexo 3. Continuación.**

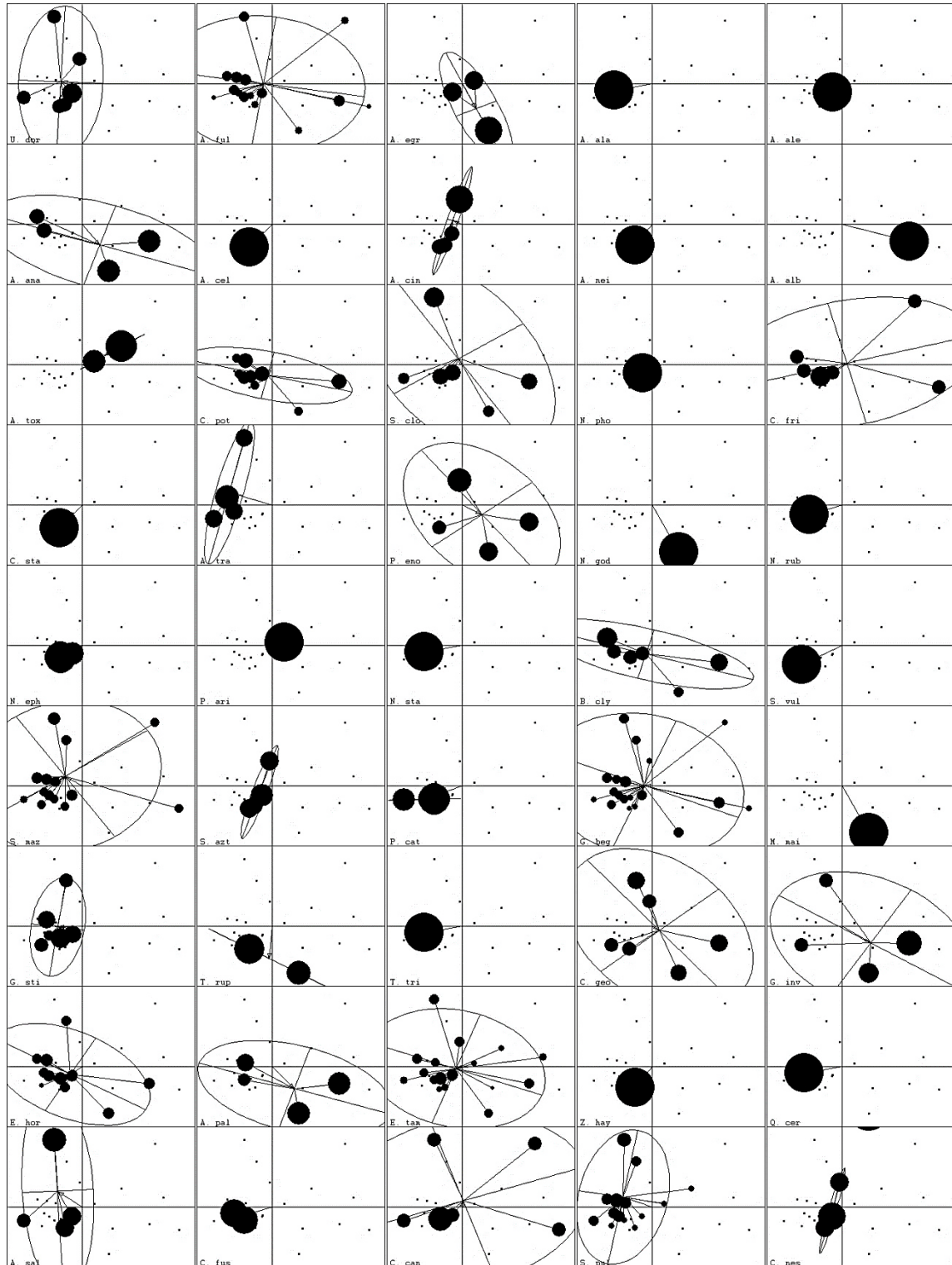


**Anexo 3. Continuación.**





**Anexo 3. Continuación.**



**Anexo 3. Continuación.**

